

Vegetationsentwicklung von Auengrünland nach Wiederüberflutung

DISSERTATION

**zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium
(Dr. rer. nat.)**

im Fach Biologie

eingereicht an der

**Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät I
der Humboldt-Universität zu Berlin**

von

Dipl.-Biol. Andreas Heinken

**geb. am 29.06.1966
in Wittmund/Ostfriesland**

**Präsident der Humboldt-Universität zu Berlin
Prof. Dr. J. Mlynek**

**Dekan der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät I
Prof. Dr. B. Ronacher**

**Gutachter: 1. Prof. Dr. E.-M. Wiedenroth
2. PD Dr. habil. R. Cornelius
3. PD Dr. habil. H. Kürschner**

Tag der mündlichen Prüfung: 09.07.2001

Inhaltsverzeichnis

1. EINLEITUNG	1
2. UNTERSUCHUNGSGEBIET	5
2.1 LAGE UND BEGRENZUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS	5
2.2 KLIMA UND WITTERUNGSVERLAUF IM UNTERSUCHUNGSZEITRAUM	6
2.3 GEOMORPHOLOGIE UND BÖDEN	8
2.4 LANDSCHAFTSBILD	12
2.5 HYDROLOGIE	12
2.5.1 Abflussverhalten der Elbe	12
2.5.2 Grundwasserdynamik	13
3. METHODEN	15
3.1 VEGETATION	15
3.1.1 Auswahl der Untersuchungsflächen	15
3.1.1.1 Vorplanungen	15
3.1.1.2 Versuchsflächenauswahl	15
3.1.2 Einrichtung der Dauerbeobachtungsflächen	17
3.1.3 Vegetationsaufnahmen	20
3.1.3.1 Benennung der Arten	20
3.1.3.2 Pflanzensoziologische Aufnahmen	20
3.1.3.3 Schätzmethode für die Vegetationsbedeckung	21
3.1.3.4 Syntaxonomische Gliederung der Vegetation	22
3.1.3.5 Phänologische Entwicklung	23
3.1.4 Transektuntersuchungen	24
3.1.5 Ertragsmessungen	25
3.2 STANDORT	27
3.2.1 Topografische Höhen	27
3.2.2 Überflutungsparameter	28
3.2.3 Bodenkundliche Parameter	31
3.3 EDV	32
3.3.1 Multivariate Analysen	32
3.3.2 Geografisches Informationssystem (GIS)	35
4. ERGEBNISSE	37
4.1 FLORA UND VEGETATION DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS	37
4.1.1 Vorbemerkungen	37
4.1.2 Floristisches Inventar	38
4.1.3 Pflanzengesellschaften	40
4.1.4 Flächenanteile	50
4.1.5 Jüngere Nutzungsgeschichte des Untersuchungsgebiets	51
4.1.6 Fazit	53
4.2 EINFLUSS DES STANDORTS AUF DIE VEGETATION	56
4.2.1 Vorbemerkungen	56
4.2.2 Vegetationszonierung im Deichvorland	57

4.2.3	Edaphische Standortverhältnisse	59
4.2.4	Hydrologische Parameter.....	63
4.2.5	Korrespondenzanalysen	67
4.2.6	Fazit	69
4.3	EINFLUSS DER NUTZUNG AUF DIE VEGETATION	72
4.3.1	Vorbemerkungen	72
4.3.2	Aktuelle Bewirtschaftungsformen und -intensitäten	74
4.3.3	Nutzungsversuche	75
4.3.4	Fazit	85
4.4	PROGNOSE DER VEGETATIONSVERÄNDERUNGEN IM RÜCKDEICHUNGSGEBIET	87
4.4.1	Vorbemerkungen	87
4.4.2	Prognose der Endgesellschaften	91
4.4.3	Überprüfung der Prognoseergebnisse	93
4.4.4	Auswirkungen der Wiederüberflutung auf das Arteninventar der Rückdeichungsfläche.....	96
4.4.5	Sukzession und Sukzessionssgeschwindigkeit.....	100
4.4.6	Fazit	111
5.	ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	113
5.1	VEGETATIONSENTWICKLUNG	113
5.1.1	Standortbedingungen der Grünlandvegetation.....	113
5.1.2	Allgemeine Wirkung der veränderten Standortdynamik auf die Grünlandvegetation.....	116
5.1.3	Bestand und Individuum: Sukzessionsabfolge in Abhängigkeit von Überflutungstoleranz, Standort und Bewirtschaftung	119
5.1.4	Ökologische Modelle als Instrument für die Vorhersage von Vegetationsveränderungen ..	130
5.2	LANDWIRTSCHAFTLICHE NUTZUNG VON AUENGRÜNLAND NACH WIEDERÜBERFLUTUNG	133
5.2.1	Landnutzungskonzepte.....	133
5.2.2	Chancen für die Wiederetablierung auentypischer Grünlandvegetation	134
5.2.3	Konkrete Maßnahmen für die Wiederherstellung auentypischer Grünlandgesellschaften...	140
6.	AUSBLICK	145
7.	LITERATUR	147
8.	DANKSAGUNG	161
9.	ANHANG	162

Verzeichnis der Abbildungen

▪ im Text

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets und des potentiellen Rückdeichungsgebiets Lenzen-Wustrow im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“.

Abb. 2: Klimadiagramm der Klimastation Lüchow, 25 km südwestlich des Untersuchungsgebiets.

Abb. 3: Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum (9/96 bis 9/99) an der Klimastation Dreifelderversuch im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten der Niederschlagssummen (Niederschlagsmessstelle Lenzen [1901-1950]) und der Temperaturen (Klimastation Lüchow [1961-1990]).

Abb. 4: Schematischer geologischer Querschnitt durch das Untersuchungsgebiet.

Abb. 5: Ganglinie der Abflussmengen der Elbe am Pegel Wittenberge im Untersuchungszeitraum.

Abb. 6: Schematische Darstellung des Zusammenhangs zwischen Flusswasserständen und Grundwasserpotentialen in Flussauen.

Abb. 7: Räumliche Verteilung der Grünland-Untersuchungsflächen und „Testflächen“ im Untersuchungsgebiet.

Abb. 8: Schematische Darstellung der Dauerbeobachtungsflächen (DBF) in den Nutzungsexperimenten.

Abb. 9: Lage der Versuchsflächen im Lütkenwischer Werder.

Abb. 10: Phänologischer Entwicklungszustand und Datenaufnahme in den Nutzungsexperimenten.

Abb. 11: Schematische Darstellung der Anlage von Transekten.

Abb. 12: Messung von Reliefunterschieden im Gelände mit Hilfe einer Schlauchwaage.

Abb. 13: Vergleich der Wasserspiegellagen im Flussschlauch vor und nach der Deichrückverlegung.

Abb. 14: Rezente Schlüsselkurven am Elbe-km 477,5 („Böser Ort“) und 484,4 (Fähranleger Lenzen).

Abb. 15: Ganglinie und Dauerlinie des Abflusses im untersuchten Elbabschnitt für das Jahr 1998.

Abb. 16: Schematisierter Ablauf einer indirekten multivariaten Ordination.

Abb. 17: Datenverknüpfungen im Geografischen Informationssystem.

Abb. 18: Karte der Nutzungsgeschichte der landwirtschaftlichen Teilschläge im Untersuchungsgebiet.

Abb. 19: Nutzungsgeschichte der in Abbildung 18 dargestellten Teilschläge mit dauerhafter oder zeitweiser Acker-
nutzung bzw. Neuansaat von Futtergräsern.

Abb. 20: Schematische Übersicht über den Zusammenhang von Landwirtschaft und abiotischen Standortbedingungen in Flussauen.

Abb. 21: Darstellung der Vegetationszonierung von Vordeichgrünland an Hand dreier durchgängiger Transekte im Lütkenwischer Werder (Elbe-km 476,3).

Abb. 22: Bodenprofile im Vordeichgrünland am Beispiel des Lütkenwischer Werders.

Abb. 23: Beziehung zwischen Bodentypen und bodenchemischen Parametern sowie der mittleren jährlichen Überflutungsdauer.

Abb. 24: Mittlere Überflutungsdauern von Grünlandtypen des Deichvorlandes.

Abb. 25: Langjährige mittlere Dauerlinien des Grundwasserpotentials (1964-1998) für verschiedene Grünlandgesellschaften des Deichvorlandes am Beispiel der Geländepunkte 1-10 im Lütkenwischer Werder.

Abb. 26: Kanonische Ordination (CCA) von Vegetationsaufnahmen aus dem Deichvorland des Untersuchungsgebiets.

Abb. 27: DECORANA-Ordinationsdiagramm (DCA) der Grünlandaufnahmen des Datensatzes aus Abb. 26.

Abb. 28: Luftbild des Untersuchungsgebiets mit Rückdeichungsszenarien im Detail.

Abb. 29: Karte der potentiellen Flächenverteilung der Grünlandgesellschaften im Rückdeichungsgebiet unter dynamischen Abflussverhältnissen.

Abb. 30: Vergleich zwischen potentiellen und kartierten Flächenanteilen der Grünlandgesellschaften im Deichvorland am Beispiel des Lütkenwischer Werders.

Abb. 31: Vergleich zwischen potentiellen und kartierten Flächenanteilen der Grünlandgesellschaften im Deichvorland am Beispiel des Lenzener Werders.

Abb. 32: Hypothetische Entwicklung der Artenanzahl auf der Basis ökologischer Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991).

Abb. 33: Mittlere spezifische Überflutungsdauern der Grünlandarten im rezenten Deichvorland.

Abb. 34: Darstellung möglicher Sukzessionsvorgänge am Beispiel von Transekten im geplanten Rückdeichungsgebiet I.

Abb. 35: Darstellung möglicher Sukzessionsvorgänge am Beispiel von Transekten im geplanten Rückdeichungsgebiet II.

Abb. 36: Abflussmengen am Pegel Wittenberge im Winterhalbjahr 1998/1999.

Abb. 37: Ordinationsdiagramm der Vegetationsaufnahmen aus den Transekten 5 bis 7 im Deichvorland Lütkenwisch aus den Jahren 1998 und 1999.

Abb. 38: Differenzen der Artenanzahlen der Teilflächen in den Transekten 5 bis 7 zwischen den Aufnahmejahren 1998 und 1999.

Abb. 39: Durch das Winterhochwasser 1998/1999 verursachte Veränderungen im Höhenverlauf in den Transekten 5 bis 7.

Abb. 40: Aus den Versuchsergebnissen abgeleitete Sukzessionsmechanismen.

Abb. 41: Schematisiertes Beziehungsgefüge und Hierarchie der Standortfaktoren im überflutungsgeprägten Auengrünland.

Abb. 42: Modell des Zusammenwirkens von Fluktuation und Sukzession im überflutungsgeprägten Auengrünland.

Abb. 43: Allgemeine syndynamische Prozesse bei Wiederüberflutung von Auengrünland.

Abb. 44: Schematische Darstellung der Sukzession an Hand der Strategiespektren im Faktorengefüge Stress–Konkurrenz–Störungen nach GRIME (1979).

Abb. 45: Direkte und indirekte Überflutungseinwirkungen auf Grünlandpflanzen und ihre zeitliche Abfolge während eines Hochwassers.

Abb. 46: Erwartete Intensität syndynamischer Veränderungen im Rückdeichungsgebiet (Rückdeichungs-szenarien II und III; unter undynamischen Abflussverhältnissen).

Abb. 47: Darstellung der Abhängigkeit der Überflutungsdauer von der Geländeform des Deichvorlands.

Abb. 48: Veränderungen in der Grundwasserdynamik am Beispiel der kleinen Rückdeichungsvariante (Szenario II).

Abb. 49: Maßnahmen zur Restitution autotypischer Grünlandarten und -gesellschaften im zeitlichen Bezug zur Deichrückverlegung.

▪ im Anhang

Abb. A-1: Karte der aktuellen Vegetation des Untersuchungsgebiets.

Abb. A-2: Kanonische Ordination (CCA) von Vegetationsaufnahmen ohne landwirtschaftliche Nutzung.

Abb. A-3: Kanonische Ordination (CCA) von Vegetationsaufnahmen mit landwirtschaftlicher Nutzung.

Abb. A-4: Hauptkomponentenordination (PCA) für den Nutzungsversuch N1 – *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.1 (Mähweide)/1.2 (zweischürige Mahd), Aufnahmezeitpunkte Juni und August.

Abb. A-5: Vergleich des mittleren phänologischen Entwicklungszustands der Versuchsglieder im Nutzungsversuch N1 – *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.1 (Mähweide)/1.2 (zweischürige Mahd), im ersten (Juni) und zweiten (August) Aufwuchs.

Abb. A-6: Hauptkomponentenordination (PCA) für den Nutzungsversuch N1 – *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.3 (zweischürige Mahd)/N1.4 (Mähweide) Aufnahmezeitpunkte Juni und August.

Abb. A-7: Vergleich des mittleren phänologischen Entwicklungszustands der Versuchsglieder im Nutzungsversuch N1 – *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.3 (zweischürige Mahd)/1.4 (Mähweide), im ersten (Juni) und zweiten (August) Aufwuchs.

Abb. A-8: Hauptkomponentenordination (PCA) für den Nutzungsversuch N2 – *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung, Teilversuch N2.1 (Mähweide)/N2.2 (zweischürige Mahd), Aufnahmezeitpunkte Juni und August.

Abb. A-9: Vergleich des mittleren phänologischen Entwicklungszustands der Versuchsglieder im Nutzungsversuch N2, Teilversuch N2.1 (Mähweide)/2.2 (zweischürige Mahd) – *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung, im ersten (Juni) und zweiten (August) Aufwuchs.

Abb. A-10 Hauptkomponentenordination (PCA) für den Nutzungsversuch N2 – *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, Teilversuch N2.3 (zweischürige Mahd)/N2.4 (Mähweise), Aufnahmezeitpunkte Juni und August.

Abb. A-11: Vergleich des mittleren phänologischen Entwicklungszustands der Versuchsglieder im Nutzungsversuch N2, Teilversuch N2.3 (zweischürige Mahd)/2.4 (Mähweise) – *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, im ersten (Juni) und zweiten (August) Aufwuchs.

Abb. A-12: Hauptkomponentenordination (PCA) für den Nutzungsversuch N3 – *Phalaridetum arundinaceae* (N3.1 & 3.2: zweischürige Mahd; N3.3 & 3.4: Mähweide), Aufnahmezeitpunkte Juni und August.

Abb. A-13: Vergleich des mittleren phänologischen Entwicklungszustands der Versuchsglieder im Nutzungsversuch N3 – *Phalaridetum arundinaceae* (N3.1/3.2: zweischürige Mahd; N3.3/3.4: Mähweide), im ersten (Juni) und zweiten (August) Aufwuchs.

Verzeichnis der Tabellen

▪ im Text

Tab. 1: Langjährige Monatsmittelwerte der Lufttemperaturen und der Niederschlagssummen im Vergleich zur Witterung seit Einrichtung der Klimastation Dreifelder-Versuch bei Lenzen.

Tab. 2: In den Flussauen potentiell vorkommende Bodentypen.

Tab. 3: Lage der Dauerbeobachtungsflächen und Untersuchungsprogramm.

Tab. 4: Versuchsglieder in den Nutzungsexperimenten.

Tab. 5: Verwendete Artmächtigkeitsskalen.

Tab. 6: Schätzsкала zur Bestimmung des phänologischen Zustands von Pflanzenpopulationen nach KRÜSI (1981).

Tab. 7: Im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Gefäßpflanzenarten mit vorwiegend (sub-)atlantischem bzw. (sub-)kontinentalem Verbreitungsschwerpunkt oder typische Stromtalpflanzen.

Tab. 8: Synthetische Übersicht über die Grünlandgesellschaften i.e.S.

Tab. 9: Synthetische Übersicht über die Flutrasengesellschaften.

Tab. 10: Synthetische Übersicht über die Röhrichgesellschaften.

Tab. 11: Flächenanteile der Grünlandgesellschaften und Röhrichte am Untersuchungsgebiet.

Tab. 12: „Negativliste“ der auf der niedersächsischen Elbseite vorhandenen und im Untersuchungsgebiet fehlenden, für das Auengrünland typischen und bedrohten Grünlandgesellschaften.

Tab. 13: Im Oberboden verschiedener Bodentypen gemessene bodenchemische Parameter.

Tab. 14: Kenngrößen der Grundwasserpotentiale an den Bohrpunkten 1-10 im Lütkenwischer Werder.

Tab. 15: Im Untersuchungsgebiet angewandte Förderrichtlinien für die Extensivierung der Grünlandnutzung und ergänzende Vertragsnaturschutzprogramme im Land Brandenburg.

Tab. 16: Nutzungsversuch N 1 – *Chrysanthemo-Rumicetum thrysiflori*, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung: syndynamisches Verhalten der bestandsbildenden Pflanzenarten, Entwicklung der Bestandsstruktur und Trockenmasseerträge zwischen 1997 und 1999.

Tab. 17: Nutzungsversuch N 2 – *Chrysanthemo-Rumicetum thrysiflori*, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung, und *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft: syndynamisches Verhalten der bestandsbildenden Pflanzenarten, Entwicklung der Bestandsstruktur und Trockenmasseerträge zwischen 1997 und 1999.

Tab. 18: Veränderte Bedeutungswerte nach einer Quadratwurzel-Transformation.

Tab. 19: Nutzungsversuch N 3 – *Phalaridetum arundinaceae*: syndynamisches Verhalten der bestandsbildenden Pflanzenarten, Entwicklung der Bestandsstruktur und Trockenmasseerträge zwischen 1997 und 1999.

Tab. 20: Auswirkungen der zweischürigen Mahd auf die untersuchten Grünlandtypen.

Tab. 21: Szenarien für die Deichrückverlegung Lenzen-Wustrow.

Tab. 22: Den Vegetationsübergängen zwischen den Grünlandgesellschaften zugeordnete Abflussmengen und die für die Flächenprognose im Rückdeichungsgebiet verwendete Abflusswerte.

Tab. 23: Flächenanteile der prognostizierten Grünlandgesellschaften an der Gesamtfläche der Rückdeichungsflächen.

Tab. 24: Vergleich der kartierten und potentiellen Flächenanteile der Grünlandgesellschaften im rezenten Deichvorland am Beispiel des Lenzener Werders (Elbe-km 482,0- 484,6) und des Lütkenwischer Werders (Elbe-km 475,3- 477,0).

Tab. 25: Vergleich zwischen den mittleren Überflutungsdauern und den im Winterhalbjahr 1998/1999 realisierten Überflutungsdauern der Pflanzenarten im Vordeichgrünland und deren syndynamisches Verhalten.

Tab. 26: Spektrum der Lebesseigenschaften von Arten des überflutungsbeeinflussten Vordeichgrünlandes.

Tab. 27: Klassifizierung der Überflutungstoleranzen.

Tab. 28: Zielarten der Wiederetablierung autotypischer Grünlandgesellschaften und ihre Standortansprüche.

▪ im Anhang

Tab. A-1: In den Tabellen und Abbildungen im Anhang verwendete Abkürzungen für Artnamen.

Tab. A-2: Liste der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Gefäßpflanzenarten.

Tab. A-3: Differenzierte Tabelle der Grünlandgesellschaften im Deichvorland.

Tab. A-4: Differenzierte Tabelle der Flutrasengesellschaften im Deichvorland.

Tab. A-5: Differenzierte Tabelle der Röhrichtgesellschaften im Deichvorland.

Tab. A-6: Effekte verschiedener Formen der Grünlandbewirtschaftung auf die Vegetation.

Tab. A-7: Auf den untersuchten landwirtschaftlichen Nutzflächen zwischen 1997 und 1999 praktizierte Bewirtschaftungsformen.

Tab. A-8: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N1 – Chrysanthemo-Rumicetum thyrsoflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.1/1.2, im ersten Aufwuchs (Juni) zwischen 1997 und 1999.

Tab. A-9: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N1 – Chrysanthemo-Rumicetum thyrsoflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.1/1.2, im zweiten Aufwuchs (August) zwischen 1997 und 1999.

Tab. A-10: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N1 – Chrysanthemo-Rumicetum thyrsoflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.3/1.4, im ersten Aufwuchs (Juni) zwischen 1997 und 1999.

Tab. A-11: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N1 – Chrysanthemo-Rumicetum thyrsoflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.3/1.4, im zweiten Aufwuchs (August) zwischen 1997 und 1999.

Tab. A-12: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N2 – Chrysanthemo-Rumicetum thyrsoflori, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung, Teilversuch N2.1/2.2, im ersten Aufwuchs (Juni) zwischen 1997 und 1999.

Tab. A-13: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N2 – Chrysanthemo-Rumicetum thyrsoflori, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung, Teilversuch N2.1/2.2, im zweiten Aufwuchs (August) zwischen 1997 und 1999.

Tab. A-14: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N2, Teilversuch N2.3/2.4 – *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, im ersten Aufwuchs (Juni) zwischen 1997 und 1999.

Tab. A-15: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N2, Teilversuch N2.3/2.4 – *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, im zweiten Aufwuchs (August) zwischen 1997 und 1999.

Tab. A-16: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N3 – Phalaridetum arundinaceae, im ersten Aufwuchs (Juni) zwischen 1997 und 1999.

Tab. A-17: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N3 – Phalaridetum arundinaceae, im zweiten Aufwuchs (August) zwischen 1997 und 1999.

1. Einleitung

Naturnahe Auenlandschaften zählen in Mitteleuropa zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen. Viele charakteristische Auenbiotope sind durch die im Mittelalter begonnene Deichziehung und, noch gravierender, mit dem Ausbau der großen Flüsse im letzten Jahrhundert zerstört worden. Hartholz- und Weichholzaauenkomplexe sowie die Röhrichtvegetation der Uferzonen sind auf Grund wasserbaulicher Maßnahmen und intensiver Landbewirtschaftung im Allgemeinen nur noch in Resten vorhanden oder gänzlich beseitigt worden (KESEL 1997, POTT 1996).

Auch die artenreiche, extensiv genutzte Grünlandvegetation in den Auen entlang der norddeutschen Flusstäler (hierzu zählen charakteristischerweise standörtlich sehr unterschiedliche Pflanzengesellschaften aus den Klassen Molinio-Arrhenatheretea, Koelerio-Corynephoretea und Phragmitetea) hat sich in den vergangenen 40-50 Jahren verändert. Nach KÖLBEL et al. (1990) sind diese Gebiete in Nordwestdeutschland die am stärksten von flächenhaftem Artenrückgang und grundlegenden Veränderungen der Artenzusammensetzung betroffenen Ökosysteme. Für andere Regionen Mitteleuropas ist diese Entwicklung gleichermaßen vielfach dokumentiert (vgl. GANZERT & PFADENHAUER 1988, HUNDT 1996, MEISEL 1984, MEISEL & VON HÜBSCHMANN 1976, MÜLLER 1995, ROSENTHAL & MÜLLER 1988, SCHRAUTZER & WIEBE 1993, TÜXEN 1977).

Die auch außerhalb der Auen immer deutlicher werdenden, durch die Intensivlandwirtschaft verursachten landschaftsökologischen Schäden und die Strukturkrise in der Landwirtschaft (Überproduktion, Subventionen) lösten im Laufe der 1970er und dann verstärkt in den 1980er Jahren gesellschaftliche Bemühungen aus, die verbliebenen Reliktflächen alter Grünlandwirtschaftsformen zu sichern und an Arten verarmte, intensiv genutzte Bestände mittels extensiver Nutzungsformen bzw. landschaftspflegerischer Maßnahmen wieder zu artenreicheren Wiesen zurückzuentwickeln (HELLBERG 1995); zur Wirkung verschiedener Nutzungs- und Pflegeweisen schutzwürdiger Grünlandgesellschaften siehe u.a. BAKKER & DE VRIES 1985a,b, KAPFER 1988, ROSENTHAL 1992, SCHIEFER 1981, SCHMIDT 1985, SCHOPP-GUTH 1993, SCHREIBER 1981, 1987 u. 1995, SCHWARTZE 1992.

Prozessschutz zur Wiederherstellung naturnaher Ökosysteme

Angesichts aktueller Forschungsergebnisse, die die Wichtigkeit der Dynamik für den Erhalt von Ökosystemen belegen, und in Anbetracht der hohen Kosten langjähriger Pflegemaßnahmen in Schutzgebieten werden im Naturschutz derzeit alternative Konzepte diskutiert (vgl. FINCK et al. 1998, RIECKEN et al. 1997). Die unter dem Begriff „Prozessschutz“ zusammengefassten Strategien haben zum Ziel, durch die Wiedenzulassung naturnaher dynamischer Prozesse (wie Überschwemmungen, Feuer oder Begrasung) ein Mosaik verschiedener Biotoptypen entstehen zu lassen, das in seiner Gesamtheit zur Stabilisierung des betreffenden Ökosystems beiträgt. Die resultierenden Sukzessionsreihen beinhalten auch die als besonders schützwürdig erkannten Stadien, wie z.B. gefährdete Grünlandtypen oder Altersstadien von Wäldern. Aufwendige Pflegemaßnahmen werden so überflüssig, und die Pflegekosten werden möglichst gering gehalten. Dies trifft besonders dort zu, wo Großherbivore zum „Offenhalten“ von Landschaften eingesetzt werden (vgl. BUNZEL-DRÜKE 1997, KLEIN et al. 1997, KRÜGER 1999, LUICK 1996 u. 1997, OPPERMAN & LUICK 1999, RIECKEN et al. 1998). Nach HAUCKE (1998) sind u.a. Auen wegen ihrer großen standörtlichen Dynamik für den Prozessschutz besonders prädestiniert.

Rückdeichung als ein neuer Weg im Hochwasserschutz

Auch von anderer Seite erhält die Wiedenzulassung auendynamischer Prozesse Unterstützung: Die Auswirkungen der jüngsten Hochwasserereignisse an Rhein, Ems und Weser und die katastrophalen Hochfluten an der Oder im Jahr 1997 lassen sich vorwiegend auf anthropogene Ursachen, wie zunehmende Flächenversiegelung in den Einzugsbereichen der Flußsysteme, Eindeichungen und Flußbegradigungen, zurückführen. Darüber hinaus ist deutlich geworden, dass wasserbauliche Maßnahmen allein nur unzureichend in der Lage sind, die Anwohner der großen Flüsse wirksam vor Hochfluten zu schützen. Aus diesem Grunde weisen die aktuellen Strategien zum Hochwasserschutz einen neuen Weg: Indem man die Retentionsfunktion der Flussaue regeneriert, d.h. den Gewässern wieder mehr Überflutungsraum gibt, sollen Extremhochwässer vermieden und eine na-

türlichere Wasserstandsdynamik ermöglicht werden (vgl. DISTER 1990 u. 1991, GÖTTLE 1996, JÄHRLING 1993 u. 1998, KLAIBER 1997, KÖHLER 1997, LINNENWEBER 1996, PFARR & STAEBER 1998, SCHULTE-WÜLWER-LEIDIG 1998).

Konkrete Maßnahmen, die auf eine Vergrößerung der Retentionsflächen hinzielen, sind bisher v.a. an der Elbe geplant. Wegen ihrer vergleichsweise naturnahen Wasserstandsdynamik und der geringen Siedlungsdichte in unmittelbarer Nähe des Flusses bietet sie sich dafür an (NEUSCHULZ, PURPS & HAPE 1999). In der Regel ist es vorgesehen, Anteile der ausgewiesenen Rückdeichungsgebiete bzw. der wieder an die Aue anzuschließenden Polderflächen weiterhin landwirtschaftlich zu nutzen.

Stand der Wissenschaft

Die räumliche Gliederung von natürlich überschwemmtem Auengrünland ist in der Literatur bereits vielfach beschrieben worden (z.B. ALECHIN 1927, DISTER 1980, ELLIS 1955, FREITAG 1957, KOVACS 1968, LIBBERT 1931/32, SYKORA et al. 1988, WEBER 1928, WIEDENROTH 1969 u. 1971). Auch zum Einfluss künstlich herbeigeführter Überflutungen (etwa für landwirtschaftliche Zwecke, vgl. z.B. HETZEL 1957, KRAUSE 1953, LAMPERT 1943, REICHELT 1955) und erhöhter Wasserspiegellagen durch Anlage von Hochwasser-Rückhaltebecken existieren wissenschaftliche Publikationen (z.B. HUNDT 1975, STÄHLIN 1957). Nur wenige Arbeiten haben bisher die Auswirkungen katastrophaler Hochwasserereignisse und die nachfolgende Regeneration von Grünlandgesellschaften dokumentiert (vgl. RAABE 1960, VOLGER 1960). Wenngleich sich die genannten Arbeiten für Vergleiche gut heranziehen lassen, so sind sie wegen der unterschiedlichen Ausgangsvoraussetzungen (v.a. verschiedener Pflanzenbestände), vom Menschen kontrollierter Überflutungsdynamik oder unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen, kaum mit den Bedingungen an der Unteren Mittelbe vergleichbar.

Neben älteren, experimentellen Untersuchungen zur Überflutungstoleranz von einzelnen Grünlandarten oder Ansaatmischungen mehrerer landwirtschaftlich bedeutender Grünlandarten (z.B. HOCHBERG 1977, REYNTENS 1949, SCHUSCHKE 1979, STOFFERS 1963, STOFFERS & KNAPP 1962) beschäftigen sich v.a. aus der jüngeren Vergangenheit stammende Untersuchungen mit der Überflutungstoleranz von Grünlandbeständen unter natürlichen Bedingungen (z.B. DUEL 1991, HOCHBERG et al. 1980, VAN DE STEEGH & BLOM 1998). HELLBERG (1995) untersuchte die Überflutungstoleranz in Abhängigkeit von weiteren Standortfaktoren und die Sukzessionswege von Grünlandvegetation nach kontrollierter Überflutung. Besonders an Rhein und Maas wurden erste Versuche unternommen, das vorhandene Wissen zu den prägenden Standortfaktoren unter natürlicher Überflutungsdynamik zu bündeln und in numerische ökologische Modelle einzubinden (vgl. BERTSCH et al. 1998, FUCHS & PETER 1999, VAN DE RIJT et al. 1996). Da die Abflussregimes von Rhein und Elbe erheblich voneinander abweichen (vgl. HENRICHFREISE 1996), sind die Ergebnisse der betreffenden Arbeiten indes nicht auf die Elbe übertragbar.

Fragestellungen

Wenngleich eine Fülle von wissenschaftlichen Untersuchungen das Grünland an der Elbe zum Gegenstand hat (z. B. HUNDT 1958, LEYER 1999 u. 2000, MEISEL 1977a, REDECKER 1999a, WALTHER div.), so fehlen bisher systematische Untersuchungen zum Einfluss der episodisch auftretenden Überschwemmungen und zum Einfluss weiterer abiotischer und biotischer Standortfaktoren auf die Grünlandvegetation in den Auen entlang der Elbe. Um diese Wissenslücken zu schließen, wurde in der vorliegenden Promotionsarbeit die Grünlandvegetation der Elbaue bei Lenzen eingehend untersucht.

Die gewonnenen Erkenntnisse sollen dafür verwendet werden vorherzusagen, wie sich bisher melioriertes, hinterdeichs liegendes Auengrünland nach einer geplanten Deichrückverlegung (s.u.) entwickeln wird. Denn inwieweit für die Auenregeneration vorgesehene Gebiete noch landwirtschaftlich nutzbar sein werden, hängt maßgeblich davon ab, welche Grünlandbestände sich dort etablieren können. Ferner soll überprüft werden, welche Bewirtschaftungsformen dazu geeignet sind, die Etablierung typischer Arten und Pflanzengesellschaften des Auengrünlandes wirksam zu fördern. Hierbei müssen zwei verschiedene Zeithorizonte unterschieden werden: Die „endgültige“

Verteilung der Grünlandtypen („Klimax-Stadium“), wie sie sich nach der Veränderung der aktuellen Standortbedingungen einstellen wird und die Entwicklung dorthin über verschiedene Sukzessionsstadien.

Im einzelnen werden folgende Fragen behandelt:

- Ausgangszustand: Welche Grünlandtypen kommen im Untersuchungsgebiet vor? Wo sind welche Grünlandtypen anzutreffen (räumliches Verteilungsmuster)? Worin liegen die Ursachen für die heutige Bestandssituation?
- Abiotische Standortbedingungen: Welche Standortfaktoren bestimmen maßgeblich die räumliche Verteilung der Grünlandtypen? Wie groß ist der Einfluss der verschiedenen Standortfaktoren? Welche Parameter eignen sich für die Vorhersage von Vegetationsveränderungen nach der geplanten Deichrückverlegung?
- Landbewirtschaftung: Welchen Einfluss üben die praktizierten Bewirtschaftungsformen auf die Grünlandvegetation aus? Welche alternativen Bewirtschaftungsverfahren eignen sich dazu, naturschutzfachlich wertvolles Auengrünland zu entwickeln bzw. zu regenerieren?
- Prognose der Vegetationsentwicklung: Welche räumliche Verteilung wird das Grünland im Rückdeichungsgebiet langfristig annehmen? Welche vegetationsdynamischen Prozesse gehen mit der Wiederüberflutung einher? Wie schnell werden sich die erwarteten neuen Bestände einstellen?

Verbundprojekt „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“

Die beschriebenen Untersuchungen sind eingebunden in das interdisziplinäre Forschungsprojekt „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“ innerhalb des Forschungsverbundes „Elbe-Ökologie“, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung, Forschung und Technologie (FKZ 0339571).

Im Rahmen des Projektes wird im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“ nach Möglichkeiten zur Wiederetablierung von Auenwald gesucht: Im Zuge anstehender Deichsanierungen ist im Stromabschnitt Lenzen-Wustrow (Elbe-km 476-484) geplant, den Flussdeich auf einer Strecke von ca. sieben Kilometern landeinwärts zu verlegen. Durch diese Maßnahme sollen die natürliche Morpho- und Hydrodynamik der Elbe regional reaktiviert und große Flächenanteile aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen werden. Charakteristische Lebensräume für typische Biozönosen der Elbauen sollen sich so regenerieren (NEUSCHULZ, PURPS & HAPE 1999). Bisher wurden im Vorfeld des Projektes Aufforstungen mit einer Gesamtfläche von ca. 40 ha aus Mitteln der Europäischen Union finanziert (NEUSCHULZ & LILJE 1997). Dabei wurde autochthones Pflanzenmaterial von Baumarten der Hartholzauen, wie z.B. *Ulmus* spp., *Quercus robur*, *Crataegus monogyna* und *Fraxinus excelsior*, sowie der Weichholzauen eingesetzt, darunter *Salix* spp. und *Populus nigra*.

Weiterhin soll durch das Projektgebiet regional die Rückhaltefunktion bei Hochwässern (Schaffung von Retentionsraum) verbessert werden. Insofern wird dem Verbundprojekt sowohl in Bezug auf den Naturschutz als auch den Hochwasserschutz Pilotcharakter beigemessen.

Die Restflächen, die nicht für die Wiederetablierung von Auenwald vorgesehen sind, sollen auch künftig als Grünland bewirtschaftet werden. Ihre Nutzbarkeit wird durch die Wiederüberflutung verändert werden. Innerhalb des Projektes fällt dem Teilprojekt Landwirtschaft daher die Aufgabe zu, die durch die Deichrückverlegung zu erwartenden Vegetationsveränderungen vorherzusagen. Die landwirtschaftliche Nutzbarkeit der Aufwüchse soll bewertet und Konzepte für die zukünftige Bewirtschaftung der betroffenen Flächen entwickelt werden (s. auch GAUBMANN 2001). Die Bearbeitung dieser Aufgaben geschieht durch das Fachgebiet Nutztierökologie der Humboldt-Universität zu Berlin (Leiter: Prof. Dr. H. J. Schwartz).

Weiterhin sind am Gesamtvorhaben beteiligt:

- Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Darmstadt, Dr. H. Montenegro (Grundwassermodell, Abflussstatistiken)
- Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Prof. Dr. G. Miehlich (bodenchemische und -physikalische Analysen)
- Institut für Geobotanik, Universität Hannover, Prof. Dr. R. Pott
- Zoologisches Institut und Museum, Universität Hamburg, Prof. Dr. H. Wilkens
- Institut für Biologiedidaktik, Goethe-Universität Frankfurt/M., Prof. Dr. G. Trommer
- Landesforschungsanstalt für Forstwirtschaft Eberswalde, Dr. G. Patz
- Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe – Brandenburg, Rühstädt, Dr. F. Neuschulz (Geografisches Informationssystem)
- Landesanstalt für Landwirtschaft, Ruhlisdorf, Dr. G. Neubert

Bisherige Veröffentlichungen des Autors zum Teilprojekt Landwirtschaft

- HEINKEN, A. 1997: Prognose der Vegetations- und Ertragsveränderungen nach Wiederüberflutung im Rückdeichungsgebiet Lenzen (Naturpark Brandenburgische Elbtalaue). - Ökol. Hefte d. Landw.-Gärtn. Fak. d. Humboldt-Univ. zu Berlin **9**: 121-128.
- HEINKEN, A. 1998: Analyse und Bewertung der ökologischen Wirkungen der projektierten Deichrückverlegung Lenzen-Wustrow – vegetationskundliche Untersuchungen. - Ökol. Hefte d. Landw.-Gärtn. Fak. d. Humboldt-Univ. zu Berlin **10**: 121-128.
- HEINKEN, A. 1999: Prognose der Veränderungen der Grünlandvegetation im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow und Nutzungsalternativen aus vegetationskundlicher Sicht. - Tagungsband der Fachtagung Elbe „Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue“ vom 04.-07.05.1999 in Wittenberge: 180-183. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- HEINKEN, A. 1999: Ertragsschätzung als Grundlage für den flexiblen Ausgleich von Ernteaussfällen auf Überflutungsgrünland. - Tagungsband der Fachtagung Elbe „Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue“ vom 04.-07.05.1999 in Wittenberge: 184-185. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- HEINKEN, A. & P. GAUBMANN 1998: Nachhaltige landwirtschaftliche Nutzung auf Rückdeichungsflächen in der Lenzen-Elbtalaue (Naturpark Brandenburgische Elbtalaue): - In: GELLER, W. et al. (Hrsg.): Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe: 349-350. Teubner, Stuttgart, Leipzig.
- HEINKEN, A. & P. GAUBMANN 1999: Schwermetalleinträge durch Hochwässer in die Elbtalaue und ihre Bewertung aus landwirtschaftlicher Sicht. - Tagungsband der Fachtagung Elbe „Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue“ vom 04.-07.05.1999 in Wittenberge: 190-191. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- HEINKEN, A., GAUBMANN, P. & H. J. SCHWARTZ 1999: Ergebnisse vegetationskundlicher und betriebswirtschaftlicher Untersuchungen zur Analyse und Bewertung von ökologischen und ökonomischen Wirkungen der projektierten Deichrückverlegung Lenzen-Wustrow. - Auenreport **5, Sonderbd. 1**: 96-107.

Außerdem in Vorbereitung:

- AUTORENKOLLEKTIV 2001: Auenregeneration durch Deichrückverlegung – Abschlussbericht. - Auenreport **7, Sonderbd. 1**. Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe – Brandenburg, Rühstädt/Elbe.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage und Begrenzung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet befindet sich an der Unteren Mittel-elbe im Grenzbereich der Bundesländer Brandenburg und Niedersachsen, südöstlich der Stadt Lenzen (s. Abb. 1). Es liegt innerhalb des brandenburgischen Teils des im Jahr 1998 eingerichteten Biosphärenreservats „Flusslandschaft Elbe“, das eine Gesamtfläche von 535 km² entlang des Elbverlaufs zwischen Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein einschließt (LANDESANSTALT FÜR GROßSCHUTZGEBIETE DES LANDES BRANDENBURG & BIOSPHÄRENRESERVAT FLUSSLANDSCHAFT ELBE – BRANDENBURG 1999).

Das ca. 1.100 ha große Untersuchungsareal erstreckt sich auf einer Gesamtlänge von elf Flusskilometern zwischen den Fährstraßen Lütkenwisch (Elbe-km 474,5) und Lenzen (Elbe-km 484,5). Südlich wird es durch die Elbe und nördlich durch die Deichlinie des Lütkenwischer Deichvorlandes bzw. zwischen den Verlauf der Löcknitz, einem Nebenfluss der Elbe, begrenzt. (Ebenfalls zum Untersuchungsgebiet des Verbundprojektes gehört ein am niedersächsischen Elbufer liegender Auenwaldrest, das „Gartower Elbholz“. Es stellt mit einer Fläche von 120 ha den größten Auwaldbestand des linksseitigen mittleren Elbtals dar [POTT 1999]).

Das potentielle Rückdeichungsgebiet dehnt sich zwischen den Ortschaften Wustrow und Lenzen aus; es beginnt im Osten an einer engen Elbmäander bei Strom-km 477, dem sog. „Bösen Ort“, und endet im Lenzener Deichvorland bei Strom-km 484. In seiner maximalen Ausdehnung (vgl. Kap. 4.4.1) wird es eine Fläche von 670 ha einnehmen; der größte Abstand zwischen der neuen und der alten Deichlinie wird in diesem Fall annähernd 2,2 km betragen.

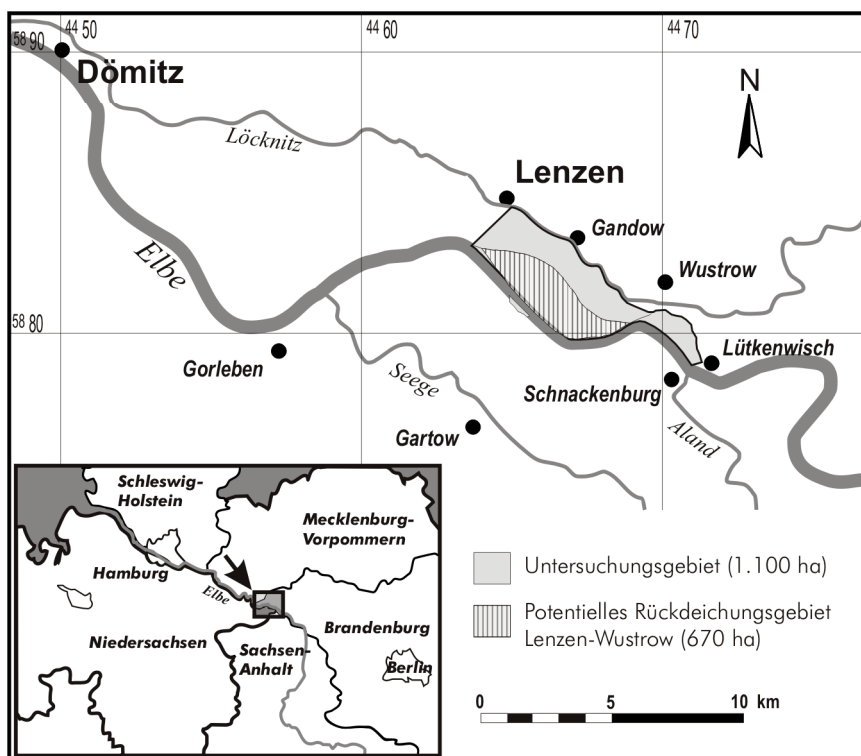


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets (grau) und des potentiellen Rückdeichungsgebiets Lenzen-Wustrow (schraffiert) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“.

2.2 Klima und Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum

Klima

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im klimatischen Übergang zwischen dem subatlantisch beeinflussten nordwestdeutschen Tiefland und dem subkontinental geprägten nordostdeutschen Raum. Bemerkbar sind die subkontinentalen Klimaeinflüsse an der Unteren Mittelelbe durch im Jahresverlauf große Temperaturschwankungen, schnell ansteigende Frühjahrstemperaturen sowie hohe Durchschnittstemperaturen in den Sommermonaten (VAN EIMERN & HÄCKEL 1979, MIEST 1972 - s. Abb 2).

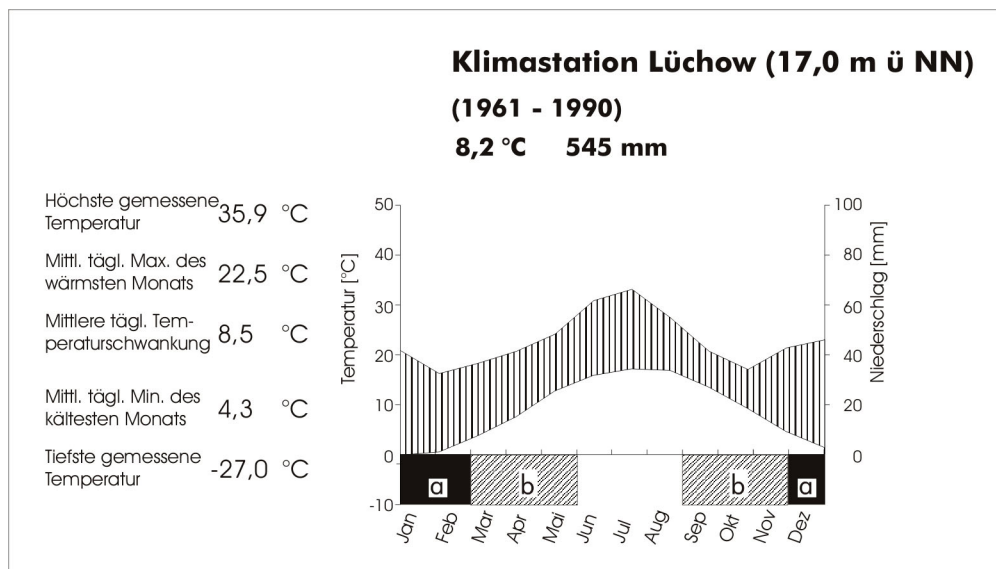


Abb. 2: Klimadiagramm der Klimastation Lüchow, 25 km südwestlich des Untersuchungsgebiets (nach WALTER & LIETH 1960-67. – Es bedeuten: (a) Monate mit einem mittleren Tagesminimum unter 0°C, (b) Monate mit einem absoluten Minimum unter 0°C [Nachfröste vorkommend]) (Quelle: DEUTSCHER WETTERDIENST 1999a)

Die niedrigsten Monatsmitteltemperaturen an der außerhalb des unmittelbaren Auenbereichs befindlichen Klimastation Lüchow (25 km SW) treten mit -0,1 °C im Januar auf, die höchsten mit 17,2 °C im Juli (s. Tab. 1). Die Jahresmitteltemperatur beträgt 8,6 °C und liegt damit 0,3 °C höher als an der direkt an der Elbe befindlichen Klimastation Dömitz. Ebenso liegt die Jahresmitteltemperatur der Klimastation Lüchow im Zeitraum 1995-1998 durchschnittlich um 0,7 (0,5-1,2) °C höher als die der Klimastation Dreifelder-Versuch, worin das Mesoklima der Flussaue mit seiner größeren Luftfeuchtigkeit, langsameren Erwärmung mit seiner Funktion als Kaltluftsenke deutlich wird. (Daten zum langjährigen Temperaturmittel in Lenzen liegen nicht vor; dieses kann jedoch etwa gleich hoch wie an der Klimastation Dömitz angenommen werden.)

Die durchschnittlichen Jahresniederschlagshöhen betragen im Untersuchungsgebiet 577 mm (langjähriges Mittel Lenzen) und liegen damit etwas höher als in Lüchow (545 mm). Der Vergleich der Niederschlagssummen in den Jahren 1995-1998 an den Klimastationen Dreifelder-Versuch und Lüchow bestätigt diese Differenz.

Die auffällig geringen Niederschläge sind darauf zurückzuführen, dass der „Drawehn“, eine bis zu 142 m ü. NN ansteigende und in Ost-West-Richtung verlaufende Endmoränenkette abseits des niedersächsischen Elbufers, das Gebiet gegen die vorherrschenden südwestlichen Winde abschirmt, wodurch es auf dessen Südseite vermehrt, im Windschatten des Höhenzugs hingegen vermindert zu Niederschlägen kommt. Im Jahresverlauf ist der Februar durchschnittlich der niederschlagsärmste und der Juli der niederschlagsreichste Monat. Allerdings ist die Variabilität der Niederschläge sehr hoch (s. Tab. 1); zu jeder Jahreszeit können extreme Witterungsereignisse auftreten (HENZE 1998).

Tab. 1: Langjährige Monatsmittelwerte der Lufttemperaturen und der Niederschlagssummen im Vergleich zur Witterung seit Einrichtung der Klimastation Dreifelder-Versuch bei Lenzen (6/94-8/99; Quellen: METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR 1978, DEUTSCHER WETTERDIENST 1999a,b, HENZE 1998).

Langjährige Monatsmittelwerte der Lufttemperaturen [°C]													
	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahresmittel
Dömitz (1901-1950)	-0,1	0,4	3,5	7,6	12,7	15,7	17,5	16,4	13,2	8,4	3,8	1	8,3
Lüchow (1961-1990)	-0,1	0,5	3,7	7,6	12,7	15,9	17,2	16,9	13,5	9,3	4,6	1,4	8,6
DFV (6/94-8/99)	-2,5	1,8	3,3	7,1	11,9	14,8	18,6	18,3	12,3	7,9	3,8	0,0	8,1 (1995-1998)
Lüchow (6/94-8/99)	0,4	2,8	4,2	8,6	12,9	15,7	18,8	16,6	13,1	8,9	4,3	0,6	8,8 (1995-1998)

Langjährige Monatsmittelwerte der Niederschlagssummen [mm]													
	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahressumme
Lenzen (1901-1950)	45	34	39	42	48	50	69	68	45	48	43	43	577
Lenzen Max.	96	66	116	85	107	103	144	157	95	96	99	111	726
Lenzen Min.	15	2	6	12	7	17	6	8	4	3	6	5	384
Dömitz	43	35	38	42	48	53	71	70	46	48	44	46	584
Lüchow (1961-1990)	41	32	36	41	48	62	66	55	41	34	43	46	545
DFV (6/94-8/99)	35	45	40	44	65	54	53	65	48	56	49	40	566 (1995-1998)
Lüchow (6/94-8/99)	31	41	34	34	64	44	59	56	37	55	42	33	541 (1995-1998)

Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum

Die Untersuchungsjahre sind durch sehr unterschiedliche Witterungsverläufe gekennzeichnet; dies betrifft nicht allein die Jahresmittel der Temperatur und die Niederschlagssummen, sondern auch deren monatliche Schwankungen und Abweichungen von den langjährigen Monatsmittelwerten (s. Abb. 3).

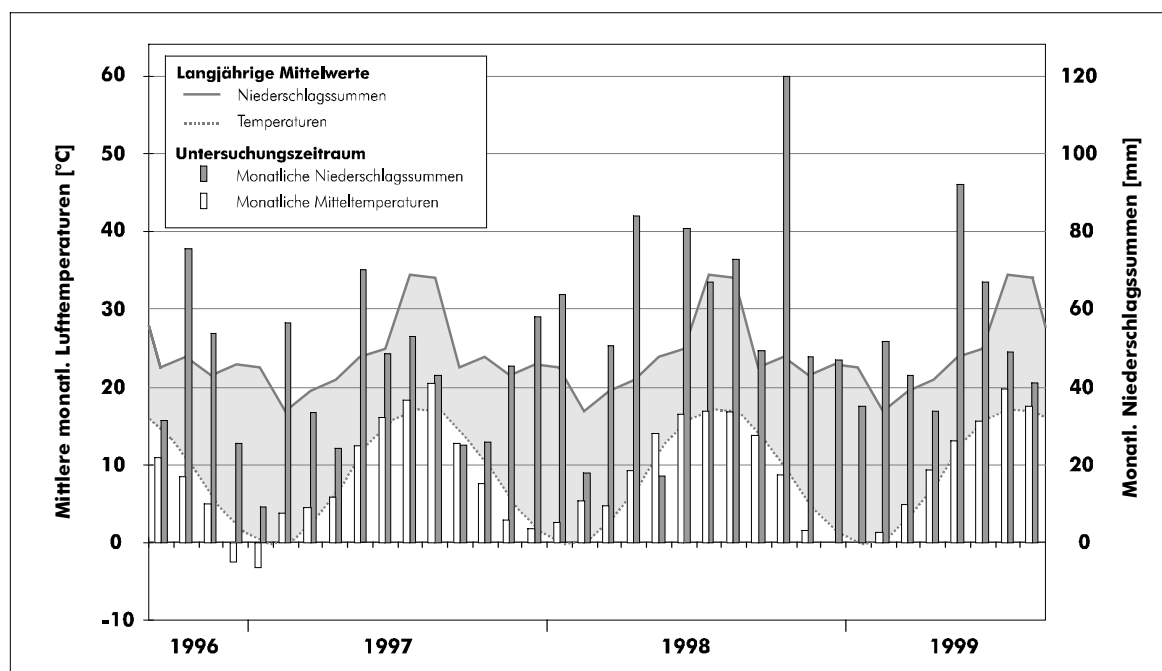


Abb. 3: Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum (9/96 bis 9/99; vgl. HENZE 1998) an der Klimastation Dreifelderversuch im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten der Niederschlagssummen (Niederschlagsmessstelle Lenzen [1901-1950]) und der Temperaturen (Klimastation Lüchow [1961-1990]). Quellen: METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR 1978 und DEUTSCHER WETTERDIENST 1999b.

Sowohl 1996 als auch 1997 lagen in Bezug auf die gefallenen Niederschläge deutlich unter dem langjährigen Durchschnitt, wobei sich die extrem niederschlagsarmen Monate im Herbst und Winter 1996/1997 und zwischen Juli und Oktober 1997 erstreckten. Die trockenkalt-witterung im Winter 1996/1997 bedingte, dass die Monatsmittel der Lufttemperatur für den Dezember und den Januar mit minus 2,4 °C bzw. minus 3,6 °C deutlich zu niedrig waren. Die Jahresdurchschnittstemperatur für 1997 wich nur unwesentlich vom langjährigen Mittel ab.

Das Jahr 1998 war mit 9,0 °C bzw. 719 mm Niederschlag im Jahresdurchschnitt sowohl außerordentlich warm wie feucht. Ausgeprägte Regenperioden waren im ungewöhnlich milden Frühjahr und Frühsommer sowie im Oktober zu verzeichnen. Die Herbstregenfälle begünstigten ein für die Jahreszeit untypisches, 10-jährliches Hochwasser, das zwischen Oktober 1998 und März 1999 andauerte.

Die Monatsmittel zwischen Januar und August 1999 deuten einen ähnlichen Witterungsverlauf wie im Jahr 1998 an. Auf ein mildes Frühjahr und einen regenreichen Frühsommer folgte in den Monaten Juli und August eine andauernde Dürreperiode, die sich bis Ende September fortsetzte. Die monatlichen Temperaturmittel lagen im Juli und im September um 2,0 °C bzw. 3,7 °C deutlich über dem langjährigen Mittelwert (DEUTSCHER WETTERDIENST 1999c).

2.3 Geomorphologie und Böden

Geomorphologie

Das Erscheinungsbild der Landschaft an der Unteren Mittel-elbe ist maßgeblich durch die geologischen Prozesse während der beiden letzten Eiszeiten, der Saale- und der Weichseleiszeit, sowie durch die Schmelzwasserabflüsse der nachfolgenden Warmzeiten geprägt worden. Die Kaltzeiten bestimmten den gegenwärtigen Verlauf der Elbe und die geomorphologische Struktur der angrenzenden Auenregionen (THIEDEMANN 1971, SAUCKE et al. 1999, SCHWARTZ 1999a).

Die Eisfront der Saale-Vereisung kam erst weit südlich der heutigen Elbe zu Stillstand und überformte das gesamte Gebiet; sie lagerte nacheinander mächtige Schichten von Schottern, Kiesen und zuletzt Sanden ab. Hingegen hielten die Gletscher der Weichseleiszeit nördlich der Elbe an. Weil das Gelände in Fließrichtung des Eises anstieg, flossen die Schmelzwässer parallel zum Eisrand in Richtung Nordwesten ab und gruben eine tiefe Rinne in das anstehende Material aus der Saaleeiszeit. Nicht mehr alle Sedimente wurden während des Spätglazials durch die Schmelzwasserströme erreicht und verblieben als sog. Niederterassensande an den Rändern des Urstromtales (GRIMMEL 1980, MEYER 1983, SCHNEIDER 1983). Zum Teil wurden diese durch Wind erodiert und zu Dünenfeldern aufgeweht.

Im so entstandenen, stellenweise bis zu 20 km breiten, Urstromtal transportierte der Fluss im Spätglazial wegen des zunächst großen Gefälles zur Nordsee (bis zu 100 m im Hochglazial der Weichseleiszeit) und daraus resultierender größerer Strömungsgeschwindigkeiten erhebliche Geschiebefrachten. Durch das Wechselspiel von Anlandung und Abtragung floss die Elbe in einem weitverzweigten Gerinne (Furkationszone, vgl. auch GERKEN 1988), dessen Reste z.T. heute noch sichtbar sind. Einige der Erosionsrinnen formten auch die Niederungsbereiche einiger Nebenflüsse der Elbe vor, wie beispielsweise der Seege, der Löcknitz und verschiedener Altwässer (KÜSTER & PÖTSCH 1998).

Seit Beginn des Holozäns wurde das Sedimentationsgeschehen vor allem durch die wechselnden Wasserstände der Elbe bestimmt. Der Fluss nahm immer mehr den Charakter eines Tieflandflusses an: Wegen der geringeren Fließgeschwindigkeiten trat das nun weit mäandrierende Hauptgerinne immer dominanter hervor, die Nebengerinne verloren für den Wasserabfluss an Bedeutung. Episodisch auftretende Hochfluten luden v. a. in Ufernähe Sande ab und warfen Uferwälle (Uferrhnenen) auf, wohingegen sich abseits des Flusses in strömungsberuhigten Zonen feinere Sedimente absetzen konnten. Infolge ausgedehnter Rodungen im Einzugsgebiet der Elbe und damit zusammenhängender massiver Abschwemmungseignisse wurden die bis dorthin vorherrschenden Sande ab dem frühen Mittelalter zunehmend flächenhaft mit feinkörnigem Material überdeckt (SCHWARTZ 1999a). Dieser „Auenlehm“ bildet heute in weiten Bereichen der Unteren Mittel-elbe und flussabwärts die

Geländeoberfläche. Er verfüllte einerseits bestehende Geländevertiefungen, wurde jedoch auch erneut eingeschnitten, resuspendiert und anderenorts wieder abgesetzt, so dass heute vielerorts eine dichte Abfolge unterschiedlich feinkörniger Substrate zu beobachten ist. Trotz der oft nur geringen Höhenunterschiede von wenigen Metern konnte sich ein reich gegliedertes auentypisches Relief mit Flutrinnen und Flutmulden, Schwellen, Plateaus, Uferrhnenen, Kolken, Bracks und Altwässern ausformen.

Die Deiche, die seit dem 12. Jahrhundert und zunächst nur als einfache Verwallung aufgeschichtet wurden (MEYER & MIEHLICH 1983, PUFFAHRT 1978), um die fruchtbaren Auenlehme vor Hochwässern geschützt bewirtschaften zu können, trennten die hinterdeichs gelegenen Areale vom Erosions- und Sedimentationsgeschehen noch nicht vollständig ab. Erst nachdem im 17. Jahrhundert eine Deichordnung verfasst und die Deiche entscheidend verstärkt wurden, kam es nur noch infolge von Deichbrüchen zum Eintrag von Sedimenten. Der Bau hochwassersicherer Deiche brachte in diesem Jahrhundert den Stoffeintrag in das Deichhinterland, nunmehr „reliktische Aue“ (auch „Altaue“), vollkommen zum Erliegen. In der „rezenten Aue“, also dem zwischen den Deichen verlaufenden Flussschlauch, sind diese morphodynamischen Prozesse – trotz der Einengung des Fließquerschnitts – weiterhin lebendig. Einen schematischen Querschnitt durch den Untergrund des Untersuchungsgebiets zeigt Abbildung 4.

Böden

Von der Elbe mitgeführte und abgelagerte fluviatile Sedimente, Sande bis hin zu feinkörnigen Schlämmen mit einem hohen Anteil an organischer Substanz, sind die Ausgangssubstrate der Bodenentwicklung im Untersuchungsgebiet. Deren räumliche Verteilung in der Aue hängt in hohem Maß von der Hochwasserdynamik der Elbe ab: Typischerweise lagert sich im Flussbett der Elbe und auf den elbnahen Uferwällen sandiges Material ab, in den flussfernen Bereichen mit ihren geringeren Strömungsgeschwindigkeiten sowie in Bodenvertiefungen – Flutrinnen und -mulden – sedimentieren hingegen vorwiegend schluffige bis tonige Schlämme.

Während vor dem Mittelalter vorwiegend sandige Substrate vom Fluss mitgeführt und in der Aue abgelagert wurden, stieg mit dem Einsetzen großflächiger Rodungen im Einzugsgebiet der Elbe die Sedimentfracht und der Anteil feinkörniger Bestandteile stark an (s. o.; JÄGER 1962). Die größten Flächenanteile nehmen heute im Untersuchungsgebiet Auenlehme ein. Die Gemenge aus Ton, Schluff und Sand haben sich in einer Mächtigkeit von bis zu drei, durchschnittlich jedoch 1-1,5 Metern akkumuliert (MIEHLICH et al. 1999). Im Deichhinterland sind die Lehme dabei signifikant feinkörniger als im Deichvorland: Bis in das letzte Jahrhundert wurden die niedrigen Deiche in Hochwassersituationen wiederholt überströmt oder brachen sogar, so dass sedimentreiches Elbwasser das Deichhinterland überfluten konnte. Während an der Bruchstelle z. T. mächtige Sandfächer abgelagert wurden, konnten sich die feinkörnigeren Sedimentfraktionen weit in das Hinterland ausbreiten und sich dort flächenhaft absetzen (BROCKMANN 1998a,b, MIEHLICH et al. 1999). Durch den Bau hochwasserfester Deiche ist die Morphodynamik auf den Flussschlauch begrenzt worden; nur noch hier finden rezent Sedimentation und Erosion statt.

Aus den genannten Ausgangssubstraten haben sich unter dem Einfluss des Grundwassers und episodischer Überflutungen im Untersuchungsgebiet vielfältige, vorwiegend hydromorph beeinflusste Böden entwickelt. Deren Ausbildung ist von ihrer topografischen Lage, Überflutungs- bzw. Überstauungsdauer, Korngrößenzusammensetzung sowie Nutzung abhängig.

Typisch für nahezu alle Auenböden ist, dass die Bodenbildung selbst an hochgelegenen Standorten zeitweilig von Überstauung bzw. von profilbedingten Stauungserscheinungen beeinflusst wird. Am intensivsten davon betroffen sind die Gleye, die bevorzugt in tiefen, langanhaltend überfluteten Geländelagen (Flutrinnen, Flutmulden, Qualmwassermulden) auftreten. Diese Böden sind stark hydromorph geprägt, d. h. durch Transport- und Fällungsprozesse werden Eisen und Manganverbindungen im ständig wassergesättigten Gr-Horizont reduziert und in gelöster Form durch Diffusion oder Massenfluß in darüberliegende Bodenhorizonte verlagert. Im oberhalb befindlichen Grundwasserschwankungsbereich entstehen Oxidationshorizonte (Go-Horizonte), in denen die Eisen- und

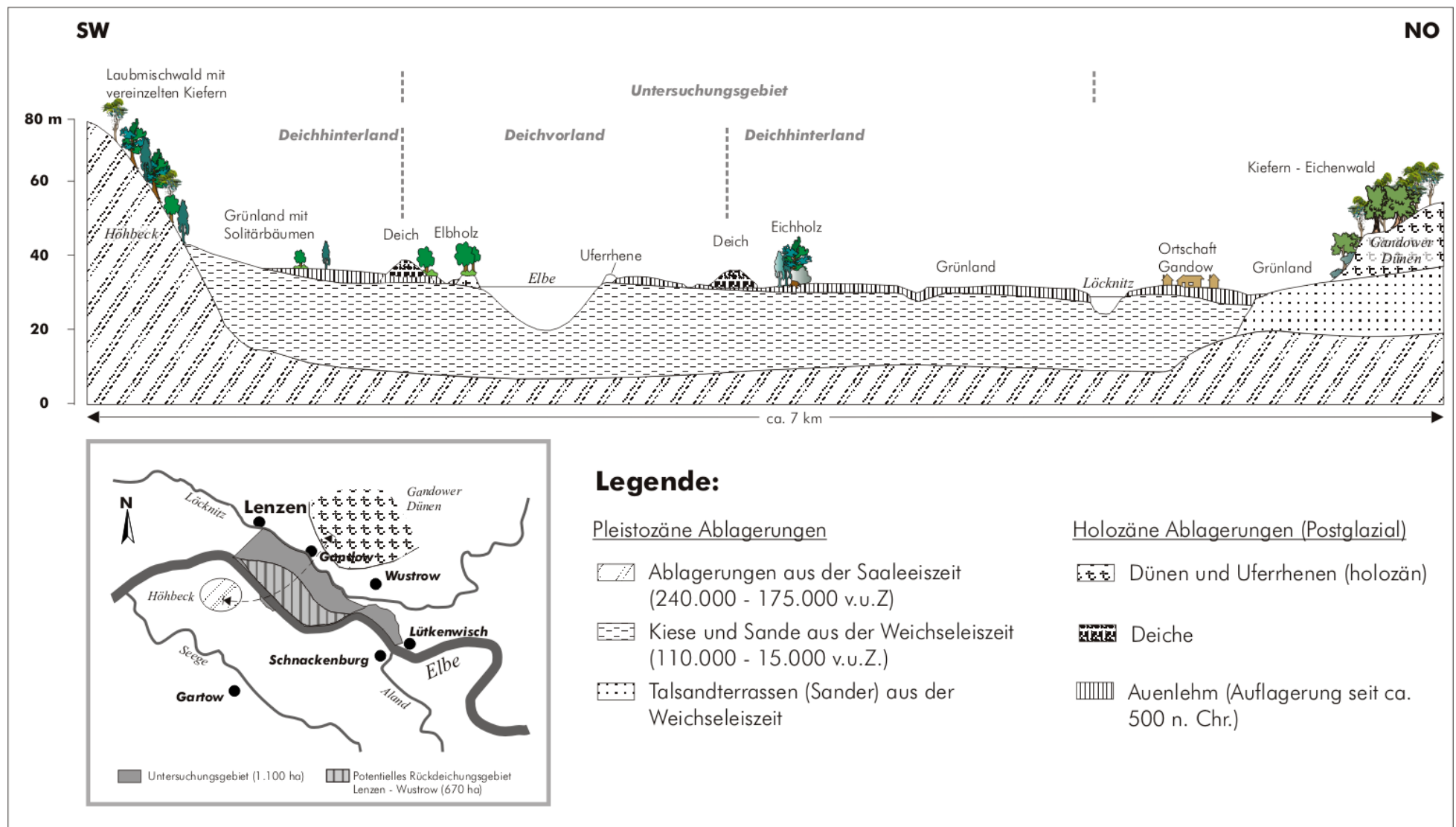


Abb. 4: Schematischer geologischer Querschnitt durch das Untersuchungsgebiet (nach SCHWARTZ 1999a, verändert; Grafik: H. Menzel und A. Heinken)

Manganverbindungen in Form von rostfarbenen oder schwarz gefärbten Oxiden ausfällen. Aus der Menge dieser sog. Sesqui-Oxide und den Horizontgrenzen lassen sich Rückschlüsse auf die Häufigkeit der Grundwasserspiegelschwankungen und die mittleren Grundwasserverhältnisse ziehen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, SCHMIDT & KLIMACH 1998, SCHWARTZ 2001). Verschiedene Subtypen der Gleye lassen sich an Hand der Lage des andauernd reduzierten (Gr-) Horizontes sowie durch die Menge angereicherten Humus' im Oberboden unterscheiden (AG BODEN 1994, AK BODENSYSTEMATIK 1998, KUNTZE et al. 1994, MEYER & MIEHLICH 1983).

Die Gleye zeigen Übergänge zu höher gelegenen, weniger hydromorph beeinflussten Auenböden. Bei solchen Böden vom Typ Vega-Gley liegen redoximorphe Bodenschichten im Vergleich zu den Gleyen weiter von der Geländeoberfläche entfernt. Eine Übersicht über alle weiteren, potentiell vorkommenden Bodentypen gibt Tabelle 2.

Tab. 2: In den Flussauen potentiell vorkommende Bodentypen (Klassifikation nach GRÖNGRÖFT et al. 1999 und GRÖNGRÖFT & SCHWARTZ 1999).

		Mächtigkeit der anhydromorphen Horizonte (inkl. der anhydromorphen Übergangshorizonte)							
		> 8 dm	4 - 8 dm	< 4 dm					
				Oberkante der Reduktionshorizonte					
				> 8 dm	4 - 8 dm	< 4 dm			
						Substrat des Oberbodens			
						Au-ensand	Auen-lehm, -schluff, -ton	Nieder-moortorf	Auen-schlamm
Gesamtmächtigkeit anhydromorpher und hydromorpher Übergangshorizonte aus Auenlehm i.w.S.	< 1 dm	Rambla, Paternia, autochthone Vega	Gley-Rambla, Gley-Paternia	Tiefer Auengley (Wechselgley)	Typischer Auengley, Amphigley	Flussufer-Sandböden	Auennassgley, Auenanmoorgley	Auenmoorgley	Flussufer-Schlammböden
	1 - 4 dm	Halbvega	Gley-Halbvega						
	> 4 dm	Norm-Vega	Gley-Vega	Vega-Gley					

Typisch für rezente Auen sind ebenfalls Rohböden: Böden vom Typ Rambla sind regelmäßig am Elbufer ausgebildet. Sie entstehen dort, wo der ständige und kurzfristige Wechsel von Erosion und Akkumulation nur eine initiale Bodenentwicklung zulässt, weshalb auf den jungen Oberbodenhorizont (Ai) direkt der C-Horizont folgt. Zudem ist die Humusanreicherung im A-Horizont nur sehr gering, weil sich aufgrund der extremen abiotischen Bedingungen an solchen Standorten in der Regel keine geschlossene Vegetationsdecke ausbilden kann. Paternia-Böden werden weniger häufig von Hochwässern erreicht, so daß sich hier eine geschlossene Vegetationsdecke ausbildet und eine stärkere Humusakkumulation im Oberboden stattfindet. Solche Böden weisen ein Ah-C-Profil auf. Räumlich treten Rambla- und Paternia-Böden oft unmittelbar nebeneinander auf.

Auf selten überfluteten, hochgelegenen Plateaulagen und Uferwällen, treten bereits typische terrestrische Bodenentwicklungsprozesse auf. Tiefreichende Verwitterung und Verbraunung lassen hier schließlich Vega-Böden mit einer Ah-Bv-Go-Horizontierung entstehen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Wird durch Eindeichungen die Überflutung und damit der Eintrag von Sedimenten und gelösten (Nähr-) Stoffen unterbunden, verstärken sich, verursacht durch Melioration und landwirtschaftliche Nutzung, die Prozesse der Bodenbildung (Verbraunung, Verlehmung, Oxidation und Redoxmorphose) (SCHWARTZ et al. 1999b). Im deichnahen Bereich, wo bei Hochwässern Qualmwasser zu Tage tritt, bleiben die hydromorphen Einflüsse hingegen dominierend.

2.4 Landschaftsbild und Nutzungsgeschichte

Die Nutzungsgeschichte des Untersuchungsgebiets ist eng mit dem Hochwasserschutz verbunden. So wurden die erste Erdwälle an der Elbe schon im elften Jahrhundert (JÄHRLING 1993) aufgeschüttet mit der Absicht, die in der Aue befindlichen Siedlungen vor Hochwässern zu schützen.

Neben der Waldweide gewann offenes Grünland zusehends an Bedeutung für die Viehhaltung. Um das Überflutungsrisiko zu verringern und die Ackernutzung auch auf tiefer gelegene fruchtbare Auenflächen ausdehnen zu können, wurden die niedrigen Dämme in den folgenden Jahrhunderten zu Deichen ausgebaut (s.o.). Die zunächst noch flächenanteilig dominierenden Auwaldflächen wurden im Zuge der Nutzbarmachung dabei bis auf kleine Reste gerodet. Gegen Ende des 19. Jahrhunderts bestand das Untersuchungsgebiet zu etwa gleichen Teilen aus Grünland- und Ackerflächen (GAUBMANN 2001b).

Die Unterbindung von Überflutungen hatte jedoch auch zur Folge, dass die erwünschte natürliche Düngung der Flächen immer seltener stattfinden konnte. Aus diesem Grunde wurde zwischen 1915 und 1920 am sog. „Bösen Ort“ ein Hebersiel gebaut, mit dem hinterdeichs liegende Flächen im Winterhalbjahr systematisch überstaut werden konnten (ENDRES 1997, FLEMMING 1998). Es hatte bis 1955 Bestand; ab dann ersetzten Kunstdünger die natürliche Düngung durch den Fluss.

Das heutige Bild des untersuchten Elbabschnitts wird durch großflächige Grünlandflächen dominiert. Wegen des weiträumigen Vorkommens zeitweise nasser und schwer bewirtschaftbarer Auenlehme kommen nur vereinzelt Ackerflächen vor. Zudem sind in der weitestgehend ausgeräumten Landschaft nur wenige Gehölzstrukturen zu finden. Neben dem mit Altbäumen bestandenen ehemaligen Fährdamm, der in Nord-Süd-Richtung zwischen Ortschaft Gandow und der Elbe verläuft, und dem Gehölzsaum entlang der Löcknitz, ist hier v. a. ein 6 ha großer Auenwaldrest, das sog. „Eichholz“, im Westen des Untersuchungsgebietes zu nennen. Das hinterdeichs liegende Gehölz ist ein Relikt der „Lenzener Kuhblank“, die bis in das 18. Jahrhundert hinein weite Bereiche südöstlich der Stadt Lenz bedeckte (vgl. GAUBMANN 2000b).

2.5 Hydrologie

2.5.1 Abflussverhalten der Elbe

Auf einer Fließstrecke von 1100 km entwässert die Elbe eine Gesamtfläche von ca. 150 000 km². Hydrografisch wird sie in drei Abschnitte unterteilt: Die Obere Elbe reicht von ihrem Quellgebiet in der Tschechischen Republik bis zur Einmündung der Schwarzen Elster bei Strom-km 200 (die deutsche Skalierung beginnt erst beim Übertritt der Elbe auf deutsches Staatsgebiet.). Der darauf folgende Abschnitt bis zum Sperrwerk Geesthacht (Strom-km 586) wird der Mittel-elbe zugerechnet. Ab hier wird der Fluss bereits von den Gezeiten beeinflusst; die Unter- oder Tideelbe erstreckt sich bis zur Einmündung in die Nordsee. Das Untersuchungsgebiet selbst, das sich zwischen den Strom-km 476 und 485 hinzieht, wird der Unteren Mittel-elbe zugerechnet, die von der Einmündung der Havel bis zum Sperrwerk Geesthacht reicht.

Die Abflusscharakteristik der Elbe ist vorrangig von den klimatischen Bedingungen in ihrem Einzugsgebiet, hier v.a. Mittelgebirgen, bestimmt; sie weist charakteristischerweise ausgeprägte Winter- und Frühjahrshochwasser auf. Da die Elbe nicht, wie z.B. der Rhein, regelmäßig von sommerlichen Schmelzwassereinflüssen (sog. *nivales* Abflussregime) beeinflusst ist, kommen Sommerhochwasser seltener vor. Diese können insbesondere durch Starkregenereignisse im oberen Einzugsgebiet ausgelöst werden. Ausgeprägte Niedrigwasserperioden treten typischerweise zwischen Juli und November auf (GRÖNGRÖFT 1999). Obwohl Hoch- und Niedrigwasser im Mittel eine gewisse Periodizität aufweisen, sind sie einzeln betrachtet jedoch episodische Ereignisse, die sich weder in Höhe, Dauer noch Eintrittszeitpunkt genau vorhersagen lassen und die Wuchsbedingungen der Vegetation stark beeinflussen können.

Im Untersuchungszeitraum von 1996-1999 waren an der unteren Mittel-elbe sowohl repräsentative Frühjahrs- und Winterhochwasser, als auch extreme Niedrigwasserperioden zu verzeichnen

(s. Abb. 5). Ungewöhnlich hoch und vom langjährigen Mittel abweichend war das Hochwasser im Spätherbst 1998, das Durchflussraten bis zu $2356 \text{ m}^3/\text{s}$ erreichte. Ihm folgte im März 1999 eine noch höhere Welle mit einem Abfluss von bis zu $2773 \text{ m}^3/\text{s}$ nach. Wie schon 1996 (hier nicht abgebildet) war auch 1997 ein Sommerhochwasser zu beobachten, das große Teile des Deichvorlandes überschwemmte. Die extreme Trockenheit im Sommer 1998 verursachte anhaltend niedrige Wasserstände; die niedrigsten Abflusswerte wurden im Juli mit $256 \text{ m}^3/\text{s}$ gemessen.

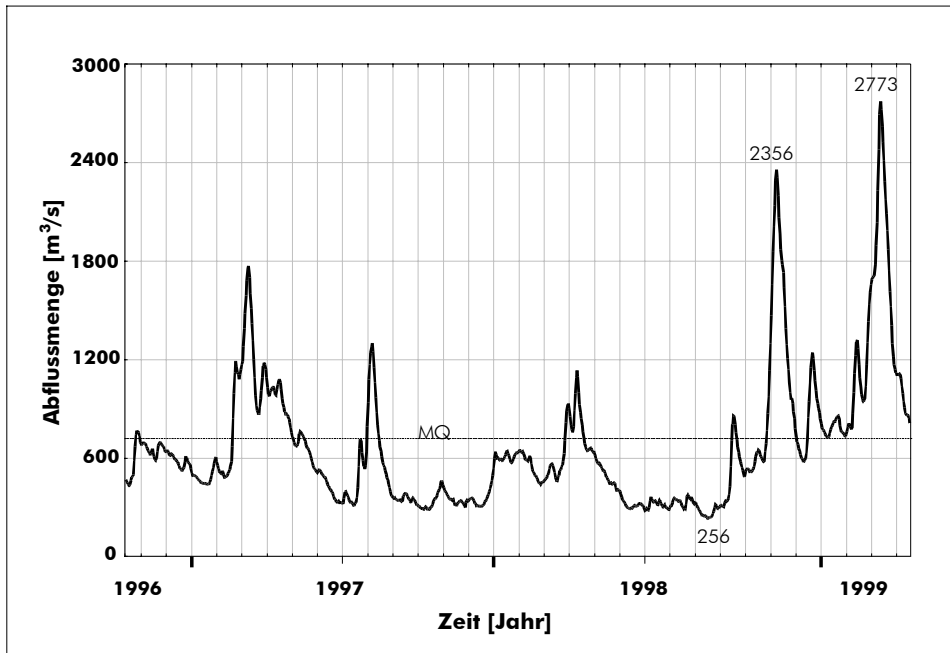


Abb. 5: Ganglinie der Abflussmengen der Elbe am Pegel Wittenberge im Untersuchungszeitraum (Mittelwasser $MQ = [695 \text{ m}^3/\text{s}]$; Datengrundlage: MONTENEGRO et al. 1999d). Erläuterungen im Text.

2.5.2 Grundwasserdynamik

Elbe und Löcknitz bilden im Untersuchungsgebiet zusammen mit dem dazwischenliegenden Grundwasserleiter ein hydraulisches System. Da der Untergrund im Untersuchungsgebiet aus gut durchlässigen Sanden besteht (vgl. Kap. 2.3), hängt der Grundwasserstand unmittelbar vom Fluss ab (MONTENEGRO et al. 1999a). Die Grundwasserschwankungen sind dabei umso größer, je besser ein Standort an das Flussregime angeschlossen ist, d. h. nahe an der Elbe selbst und an dauerhaft wasserführenden und mit der Elbe verbundenen Altarmen (perennierende Flutrinnen). So wurden an Grundwassermessstellen im Elbe-nahen Deichhinterland im Untersuchungszeitraum Amplituden von mehr als drei Metern gemessen. Weiter vom Fluss wird die Grundwasserdynamik zunehmend gedämpft. Die Potentialhöhen schwanken nur noch 1,5 bis 2 m. Eine besondere Situation besteht in diesem System insofern, als dass die Löcknitz wesentlich tiefer liegt als die Elbe. Sie ist der Hauptvorfluter. Dementsprechend ist der Grundwasserstrom über die meiste Zeit des Jahres von der Elbe zur Löcknitz hin gerichtet (ebd.).

Die Bewegung des Grundwassers wird nach oben durch die zusammenhängende Auenlehmdecke begrenzt, die den Sanden aufgelagert ist (s. Abb. 6). Durch sie kann es hinterdeichs, aber auch in abflusslosen Senken im Deichvorland, zeitweilig zu artesisch gespannten Grundwasserpotentialen (Grundwasserpotential oberhalb der Geländeoberfläche) kommen. Ob und in welchem Maß Wasser an die Bodenoberfläche drängen kann (sog. „Qualmwasser“), hängt sowohl von der Mächtigkeit und Durchlässigkeit der Lehmdecke als auch von der Andauer der gespannten Grundwasserverhältnisse ab. Der hydraulische Anschluss des Grundwassers und das Porenvolumen in der Auenlehmdecke entscheiden über den kapillaren Aufstieg und damit darüber, inwieweit das Grundwasser zur Wasserversorgung der Grünlandvegetation beitragen kann.

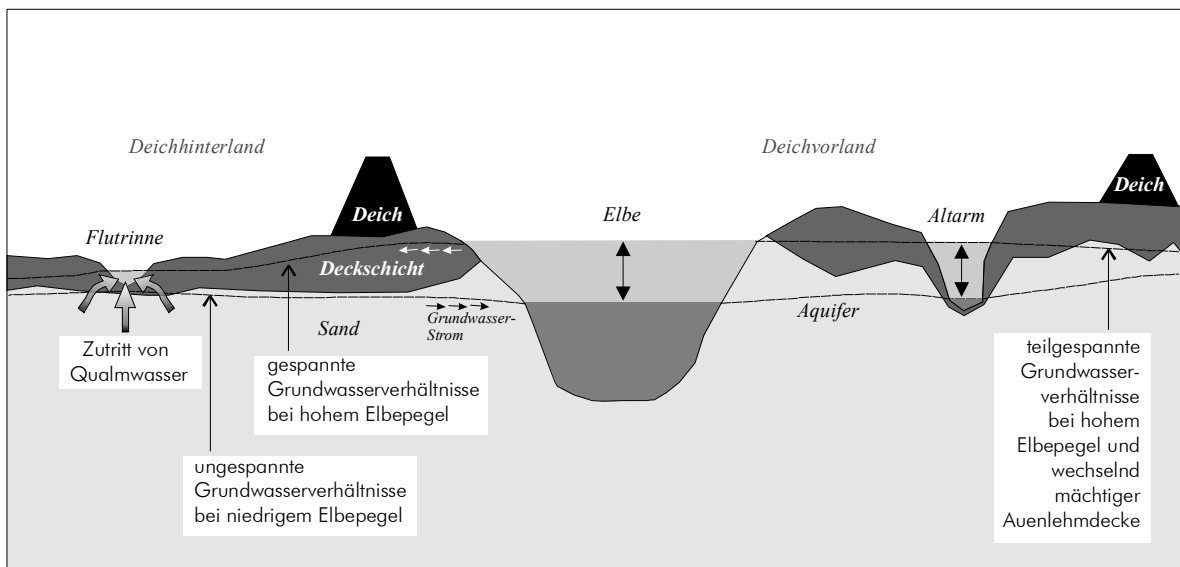


Abb. 6: Schematische Darstellung des Zusammenhangs zwischen Flusswasserständen und Grundwasserpotentialen in Flussauen (nach MONTENEGRO et al. 1999a und HELLWIG 2000, verändert). – Während Niedrigwasserperioden bildet der Flusswasserspiegel den tiefsten Punkt des hydraulischen Systems; dementsprechend senkt sich der Grundwasserspiegel (Aquifer) zum Fluss hin ab und liegt unterhalb der Auenlehmdedecke. Der Fluss entzieht der Aue Wasser.

Dauern hohe Wasserstände über längere Perioden an, so speist die Elbe Wasser in die Aue ein. Flusswasser drängt in den Untergrund und hebt den Aquifer an. Liegt der Flusswasserstand über der unteren Begrenzung der Auenlehmdedecke, so kommt es zu gespannten oder teilgespannten Grundwasserpotentialen. Erst nach längerer Andauer drängt das Wasser durch die bindigen oberflächennahen Substrate hinter den Flussdeichen und tritt als sog. Qualmwasser (o. Drängewasser) zu Tage.

3. Methoden

3.1 Vegetation

3.1.1 Auswahl der Untersuchungsflächen

3.1.1.1 Vorplanungen

Vor der Auswahl der Untersuchungsflächen erfolgten umfangreiche Recherchen zu

- Vegetation des Grünlandes an der Unteren Mittelbe (FUGMANN & JANOTTA 1996, HUNDT 1954, 1958, 1963, 1977, 1983 u. 1996, HUNDT & SUCCOW 1984, IBS 1995, PEP-GRUPPE ELTALAUE 1995, SCHUBERT et al. 1997, WALTHER 1950, 1973, 1977a,b, 1983, 1987),
- Nutzungsgeschichte des Untersuchungsgebiets und den traditionellen Nutzungsweisen in Vordeichgrünland an der Mittelbe (HUNDT 1954, Moorholz 1994, PESTER 1997, Schulz 1997),
- Vertragsnaturschutz und dessen Bewirtschaftungsauflagen (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG 1998),
- Standortcharakteristika der Auen (z. B. DISTER 1980 u. 1983, DISTER et al. 1992, GERKEN 1988) sowie
- fachlich-methodischen Aspekten der vegetationskundlichen Grünlandforschung.

Die endgültige Selektion von Untersuchungsflächen richtete sich in erster Linie nach dem Untersuchungsziel und praktischen und theoretischen, z.B. statistischen, Erfordernissen. Für die Einrichtung fester Dauerbeobachtungsflächen bzw. Dauertransekte entschied zu großen Anteilen die räumliche Nähe zu sog. „Teststandorten“ anderer Fachdisziplinen des Verbundprojektes (s.u.). Hierdurch ergaben sich vielfältige Optionen des Datenaustausches und der Korrelation von vegetationskundlichen und abiotischen, v.a. bodenkundlichen, Messwerten.

3.1.1.2 Versuchsflächenauswahl

Dauerbeobachtungsflächen (DBF) und Transekte

Fest eingemessene und wiederholt aufgenommene Dauerbeobachtungsflächen wurden sowohl für standorts- wie auch für nutzungsbezogene Untersuchungen eingerichtet. Eine Vorauswahl möglicher Orte innerhalb des Untersuchungsgebiets wurde nach eingehender Geländebegehung getroffen. Hierfür wurde das Untersuchungsgebiet in drei standörtliche Hauptzonen – Deichvorland, Qualmwasserzone und Deichhinterland – eingeteilt.

Tab. 3: Lage der Dauerbeobachtungsflächen und Untersuchungsprogramm.

„Testfläche“	Dauerbeobachtungsflächen	Lage	Untersuchungen	Bearbeitungszeitraum	s. Kapitel
02 „Lütkenwisch“	Nutzungsexperimente N1, N2 und N3	DV	A, B, D	1997-1999	4.3
	Transekte T 5, T 6 und T 7	DV	B, C	1998-1999	4.1, 4.4
<u>weitere Untersuchungsflächen außerhalb der Testflächen</u>					
„Mattei“	Transekt T 1	DH/QW	B, C	1998	4.4
„Halbe Drift“	Transekt T 2	DH	B, C	1998	4.4
<u>Lage</u>			<u>Untersuchungen</u>		
DV	Deichvorland		A	allogene Sukzession (Nutzung)	
DH	Deichhinterland		B	spezifische Standortbedingungen von Grünlandgesellschaften	
DH/QW	Deichhinterland/Qualmwasserzone		C	vertikale Zonierung der Grünlandvegetation	
			D	spezifische Erträge von Grünlandgesellschaften	

Die endgültige Festlegung der Untersuchungsflächen, orientierte sich weitgehend an sog. „Testflächen“ (s.u.), die in gemeinsamen Geländebegehungen aller Projektteilnehmer im Frühjahr 1997 eingerichtet wurden (s. Abb. 7). Tabelle 3 fasst die Dauerbeobachtungsflächen der vorliegenden Untersuchungen zusammen.

Insgesamt wurden innerhalb des Verbundprojekts fünf solcher „**Testflächen**“ eingerichtet. Ausschlaggebend für deren Auswahl war, dass sie die verschiedenen Fragestellungen des Untersuchungsgebiet, den standörtlichen Gegensatz zwischen Deichvorland und Deichhinterland sowie Grünland und Auenwald bzw. Auenwaldreste, repräsentierten und dass sie gut erreichbar waren. Allen Testflächen ist eine dort installierte bodenkundliche Intensivmeßstation gemeinsam. Die unmittelbare Nähe der **Untersuchungsflächen** (v.a. Dauerbeobachtungsflächen) aller Teildisziplinen erlauben es, die erhobenen abiotischen und biotischen Daten miteinander zu korrelieren bzw. unmittelbare Wirkungszusammenhänge zu identifizieren.

Nutzungsexperimente

In Hinblick auf die geplante Deichrückverlegung wurden die Nutzungsversuche auf das bereits überflutungsgeprägte Deichvorland beschränkt. Die konkrete Festlegung der Probeflächen erfolgte im Winter 1996/1997. Da zu diesem Zeitpunkt eine Ansprache über Vegetationsreste nur sehr schwer möglich war und keine detaillierten Kartierungsergebnisse vorlagen, wurde als Auswahlkriterium vornehmlich die Geländehöhe herangezogen. Weiterhin wurde darauf geachtet, dass für die einzelnen Versuchsglieder das Gelände eben und gleich hoch lag, um standörtliche Gradienten auszuschließen. Soweit sichtbar, wurde die Homogenität der Vegetation als Entscheidungskriterium mit einbezogen.

Transekte

Transekte wurden für die Untersuchung standörtlicher Gradienten im Grünland eingerichtet. Sie wurden so ausgewählt, dass zwischen Anfangs- und Endpunkt einerseits einen möglichst großen Höhen(Gradienten)unterschied, andererseits ein möglichst geringes Gefälle und keine „Sprünge“ (Geländekanten) lagen. Die Vegetation spielte für die Auswahl keine Rolle. Insofern kann die Auswahl der Flächen als zufällig und ihre Analyse in multivariaten Analyseverfahren als zulässig gelten.

Kartierung

Ziel der Kartierung war es, die im Untersuchungsgebiet vorhandenen Grünlandgesellschaften zu beschreiben und zu klassifizieren. Für die Flächenauswahl im Gelände galten die üblichen Kriterien für pflanzensoziologische Aufnahmen, vornehmlich die Homogenität des Pflanzenbestands und die Ungestörtheit des Standorts.

Weitere Vegetationsaufnahmen

Um die Rolle der landwirtschaftlichen Nutzung und der Bodenarten auf die Entwicklung der Vegetation im Deichvorland zu prüfen, wurden weitere Vegetationsaufnahmen im Übergangsbereich vom Grünland zu Röhrichtbeständen und Hochstaudenfluren entlang des Elbufers angefertigt. Alleiniges Kriterium war die Homogenität der Bestände (auch Übergangsstadien).

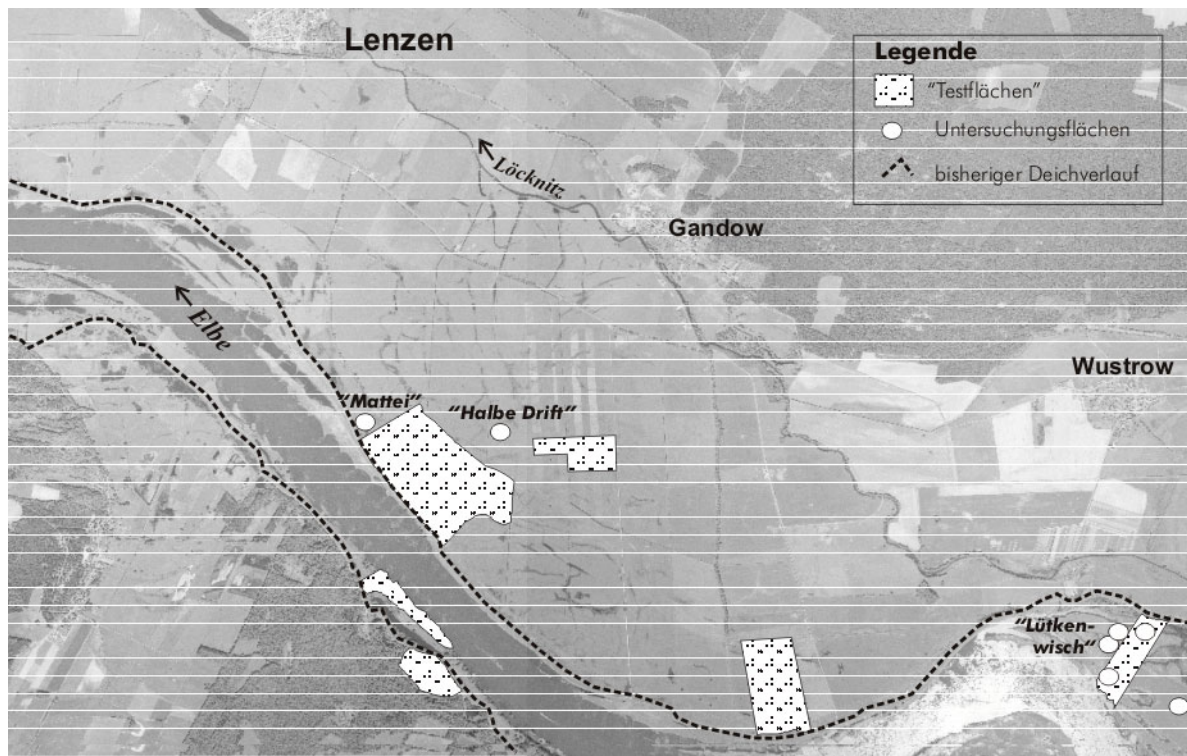


Abb. 7: Räumliche Verteilung der Grünland-Untersuchungsflächen und „Testflächen“ im Untersuchungsgebiet (aus: NEUSCHULZ, PUPRS & HAPE 1999, verändert).

3.1.2 Einrichtung der Dauerbeobachtungsflächen

Der Einsatz von Dauerbeobachtungsflächen erlaubt es, Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung direkt mit den auf die Bestände wirkenden Nutzungsformen bzw. Standortveränderungen zu korrelieren (BORGGRÄFE 1995). Im vorliegenden Projekt werden Dauerflächen dazu verwendet, verschiedene Bewirtschaftungsvarianten auf deren Wirkung auf die Grünlandvegetation des Deichvorlandes zu untersuchen, um daraus Bewirtschaftungsempfehlungen für die Landnutzung im projektierten Rückdeichungsgebiet und Deichhinterland abzuleiten.

Zudem sollen weitere Dauerbeobachtungsflächen darüber Aufschluss geben, in welcher Weise die auenspezifischen Standortsschwankungen (Überflutung, Überstauung, Stoffeinträge) Witterungseinflüsse die Artenzusammensetzung des Graslandes im Jahresverlauf und über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg beeinflussen (s. Kap. 3.1.4 – Transekte).

Dauerbeobachtungsflächen in den Nutzungsexperimenten

Obwohl in der Vegetationskunde bereits seit geraumer Zeit Langzeituntersuchungen durchgeführt werden und auch Vorschläge für eine Vereinheitlichung gemacht wurden (vgl. PFADENHAUER et al. 1986, SCHMIDT 1974), gibt es bisher keine standardisierte Methodik für die Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen. Generell lassen sich bezüglich der Flächengröße und Anlage drei verschiedene Ansätze unterscheiden: 1. die Orientierung am Minimumareal typischer Ausprägungen von Pflanzengesellschaften (z.B. SCHIEFER 1981), 2. einzelne oder mehrere kleinflächige Dauerquadrate, die zwar nicht unbedingt das Kriterium des Minimumareals erfüllen, aber eine genaue Schätzung der Deckungsgrade bzw. Abundanzen erlauben (z.B. DIERSCHKE 1985 und HELLBERG 1995) oder 3. die Anlage von Dauerflächen in Transektform, mit der sich neben der zeitlichen auch die räumliche Variabilität von Vegetationsveränderungen erfassen läßt (z.B. PFADENHAUER et al. 1986 und ZELESNY 1994).

In jüngerer Zeit und insbesondere bei der Beobachtung von Feuchtgrünlandvegetation haben sich Methoden durchgesetzt, bei der die beiden ersten Ansätze in gleicher Weise berücksichtigt werden (z. B. ROSENTHAL 1992, KAPFER 1988, SCHWARTZE 1992, BORGGRÄFE 1995).

Die Anlage der Dauerbeobachtungsflächen in der vorliegenden Arbeit folgt im wesentlichen dem zweiten o. g. Ansatz. Es wurden folgende Prämissen zu Grunde gelegt:

- Die Transekt- und Dauerbeobachtungsflächen werden nicht zur pflanzensoziologischen Charakterisierung der Grünlandvegetation herangezogen. Sie müssen insofern nicht das Kriterium des Mindestareals erfüllen.
- Die gewählte Flächengröße reicht für die Zuordnung der betreffenden Vegetationsbestände zu den Einheiten der differenzierten Tabelle aus.
- Aspekt-, fluktuations- und sukzessionsbedingte Artmächtigkeitsverschiebungen sowie Veränderungen im Arteninventar können zuverlässig nachvollzogen werden.
- Der pro Fläche verminderte Aufwandaufwand ermöglicht eine Erhöhung der Stichprobenanzahl.
- Kleinflächige Dauerquadrate erlauben eine genauere Schätzung der Bedeckungsgrade bzw. Abundanzen. Sie müssen zudem bei der Bearbeitung kaum betreten werden; Trittbelastungen, die die Sukzession u. U. beeinflussen könnten, werden so vermindert.

Die Dauerbeobachtungsflächen (DBF) wurden vorwiegend im Jahr 1997, weitere nach Auswertung der Vegetationskartierung erst 1998 angelegt. Die Flächen in den Nutzungssimulationen im Lütkenwischer Werder (N 1 - N 3) sind jeweils aus 6 x 12 m groß (s. Abb. 8). Sie bestehen aus zwei Hälften, von denen eine die 2 x 2 m großen Aufnahmeflächen für die Vegetation trägt (vgl. Kap. 3.1.3), während der innere, 4 x 4 m große Bereich der andere Hälfte destruktiven Untersuchungen (Phytomasseernte - vgl. Kap. 4.8) vorbehalten ist. Die Vegetationsaufnahmeflächen sind durch jeweils zwei bzw. einen Meter breite Pufferzonen gegenüber störenden Einflüssen bei der Bearbeitung direkt angrenzender Dauerquadrate geschützt; hier wurden auch Proben zur Bestimmung bodenchemischer und -physikalischer Parameter entnommen.

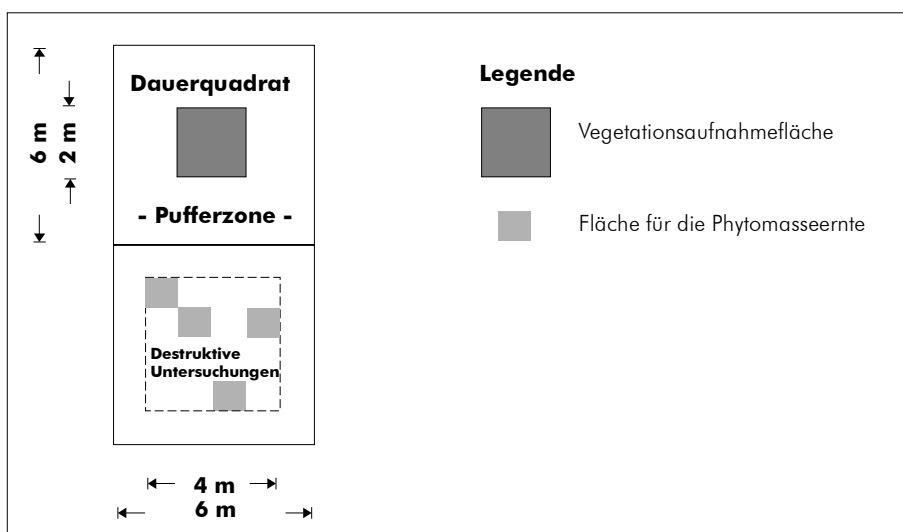


Abb. 8: Schematische Darstellung der Dauerbeobachtungsflächen (DBF) in den Nutzungsexperimenten.

Wie Tabelle 4 und Abb. 9 zeigen, wurden in vier verschiedenen Höhenstufen je sechs (drei^{*1}) Dauerbeobachtungsflächen pro Versuchsglied eingerichtet. Im Interesse der Übersichtlichkeit und zügigen Bearbeitbarkeit wurden je drei der Dauerbeobachtungsflächen zu einer Einheit zusammengefasst. Um graduelle standörtliche Gradienten auszugleichen, alterniert die Orientierung der Vegetationsquadrate.

^{*1} Erst, nachdem der Versuch bereits angelaufen war, wurde deutlich, dass die mittelhoch gelegenen Bestände zwei verschiedenen Pflanzengesellschaften angehörten. Diese wurden daraufhin voneinander getrennt bearbeitet und ausgewertet.

Tab. 4: Versuchsflächen in den Nutzungsexperimenten.

Pflanzengesellschaft	Geländehöhe	Bewirtschaftung	Versuchsglied	Anzahl der DBF
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung	hoch	Mähweide	N 1.1 & 1.4	6
		zweischürige Mahd	N 1.2 & 1.3	6
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrische bis wechselfeuchte Ausprägung	mittel bis hoch	Mähweide	N 2.1	3
		zweischürige Mahd	N 2.2	3
<i>Elytrigia repens</i> - <i>Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, wechselfeucht	mittel bis tief	Mähweide	N 2.4	3
		zweischürige Mahd	N 2.3	3
Phalaridetum arundinaceae, wechselfeucht bis wechselfeucht	tief	Mähweide	N 3.3 & 3.4	6
		zweischürige Mahd	N 3.1 & 3.2	6

▪ **Bewirtschaftung**

In Bezug auf den ersten Nutzungstermin geschah die Bewirtschaftung der Versuchsglieder angepasst an die Routine des landwirtschaftlichen Betriebes und die geltenden Naturschutzaufgaben. Während des Untersuchungszeitraums lag die erste Mahd jeweils um den 15. Juni (Wiesenbrückerlinie I; vgl. Kap. 4.3.1). Der zweite Bewirtschaftungstermin, d. h. der Beginn der Nachbeweidung der Kontrollflächen bzw. der zweite Schnitt auf den Versuchsgliedern mit zweischüriger Mahd, lag in der Regel um den 20. August, also etwa 10 Wochen später.

Der erste Schnitt geschah durch Scheibenmäherwerke mit einer Schnitthöhe von etwa 2-4 cm über dem Boden. Das Mähgut wurde in der Regel als Anweilsilage verarbeitet, d. h. gewendet, geschwadet und nach 24-48 Stunden mit Hilfe eines Häckslers geborgen und zerkleinert. Nur vereinzelt wurde das Mähgut geheut. Die reinen Mahdflächen wurden anschließend mit mobilen Elektrozäunen eingefriedet, um sie gegen Beweidung zu schützen.

Der zweite Schnitt wurde mit einem Einachs-Balkenmäher mit einer Schnitthöhe von ca. 4-6 cm durchgeführt. Die Flächen wurden aus arbeitstechnischen Gründen anschließend sofort per Hand abgeräumt.

▪ **Datenaufnahme**

Alle Versuchsglieder wurden unmittelbar vor jeder Nutzung, d. h. jeweils (Anfang) Mitte Juni und Mitte August bearbeitet. Die Datenaufnahme umfasste

- die Vegetation (pflanzensoziologische Aufnahme, Bestandsstruktur, Höhe der Streueauflage;)
- den phänologischen Entwicklungszustand innerhalb der Aufnahmeflächen (s. u.) sowie
- die Erträge (Phytomasse).

Markierung und Wiederauffindung der Dauerflächen

Alle Dauerbeobachtungsflächen wurden an den Eckpunkten und alle Transekte am jeweiligen Anfangs- und Endpunkt mit Holzpflocken markiert, welche eine rasche Wiederauffindung für die Bearbeitung erlaubten. Um die Wiederauffindbarkeit der Probenflächen auch im Falle des Verlusts der Pflöcke durch Mahd oder Viehtritt sicherzustellen, wurden an den Pflöcken in einer Tiefe von 10 cm zusätzlich Eisenstücke und Dauermagneten vergraben. Die Eisenstücke konnten mit einem handelsüblichen Metalldetektor wiederaufgefunden werden. Allerdings standen den weitaus geringeren Anschaffungskosten gegenüber Magnetdetektoren eine geringe Reichweite (ca. 0,1-0,2 m Anzeigeradius gegenüber ca. 3 m) gegenüber, die den Suchaufwand mitunter stark vergrößerten.

Alle Flächen wurden von festen Geländepunkten (bes. Weidepfählen) aus mit Kompass und Maßband eingemessen und kartografisch erfasst.

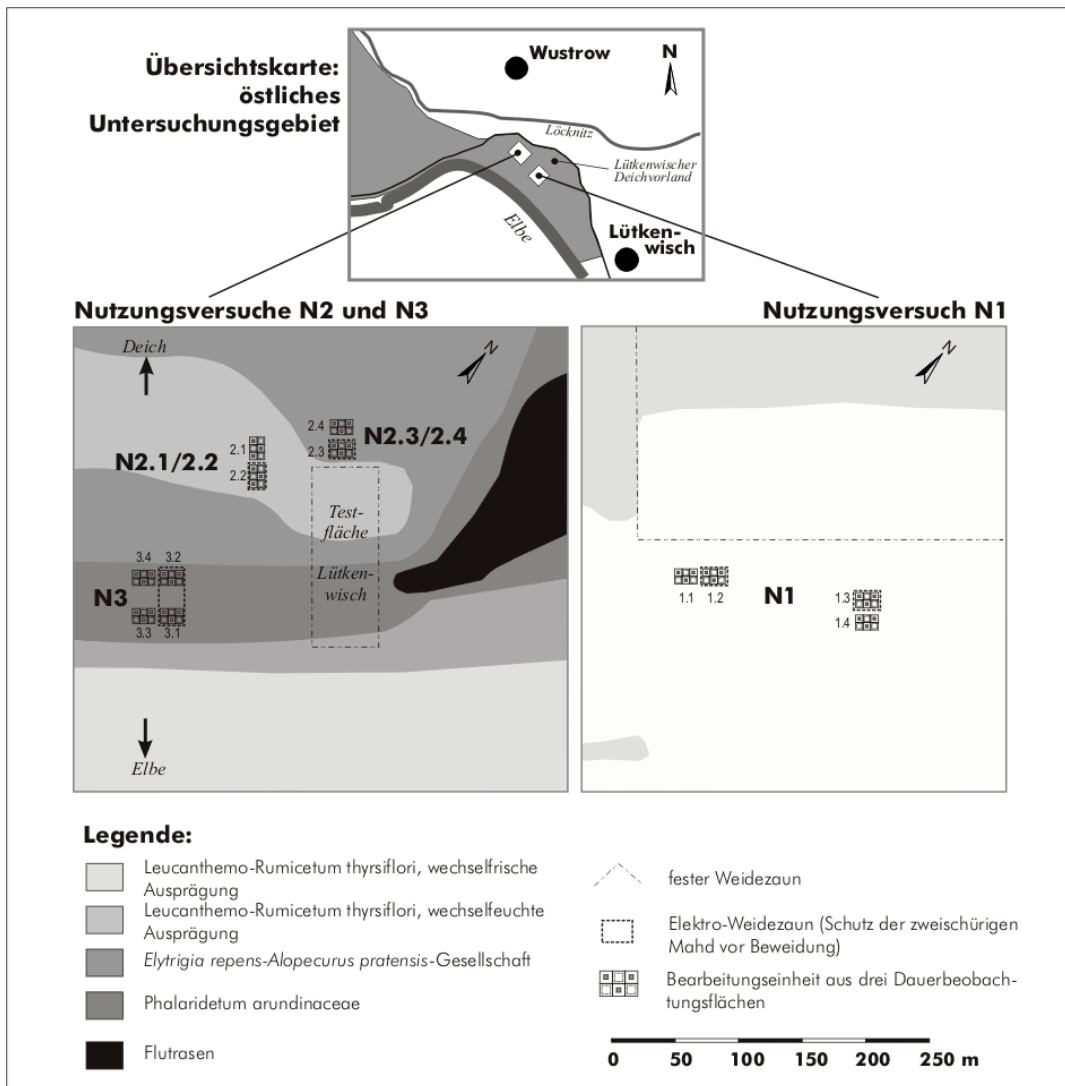


Abb. 9: Lage der Versuchsfelder im Lütkenwischer Werder. – Die Versuchsglieder repräsentieren das gesamte Spektrum der flächenbezogen bedeutsamen Grünlandgesellschaften des Deichvorlandes. Die Nähe zur Testfläche Lütkenwisch erlaubt es, die vorherrschenden Standortbedingungen für die Gesellschaften zu beschreiben. Je drei Dauerbeobachtungsflächen (DBF; vgl. Abb. 9) sind zu einer Bearbeitungseinheit zusammengezogen. Ein mobiler Elektrozaun mit festen Eckpfählen erlaubt es, die Versuchsglieder mit zweischüriger Mahdnutzung während der Beweidungsperioden zu schützen. Die Nachbeweidung der Kontrollglieder (Mähweidenutzung) ist in die Routine des Bewirtschafters integriert.

3.1.3 Vegetationsaufnahmen

3.1.3.1 Benennung der Arten

Die vorgefundenen Pflanzensippen sind nach ROTHMALER (SCHUBERT et al. [Hrsg.] 1994 u. 1995) benannt; sie entstammen in der Hauptsache den angefertigten Vegetationsaufnahmen und sind, durch zusätzlich notierte Arten (Kartierung) ergänzt, im Anhang tabellarisch (s. Tab. A-2) zusammengefasst.

3.1.3.2 Pflanzensoziologische Aufnahmen

Für die Erstellung der Vegetationskarte und die damit einhergehende Charakterisierung der Vegetation des Untersuchungsgebiets wurden pflanzensoziologische Aufnahmen in der Skala von WILMANN (1989) angefertigt. Deren zugehörige Skalierung zeigt Tabelle 5. Die Abundanzklasse „r“ wurde nach projektinterner Absprache nicht vergeben, da sie zum einen nicht wesentlich zum Erkenntnisgewinn in Bezug auf die behandelten Fragestellungen beiträgt (vgl. PFADENHAUER et al.

1986), zum anderen weil sie keine Entsprechung in der LONDO-Skalierung hat. Die Transponierung der Aufnahmedaten würde dadurch erschwert.

Die für die Dauerbeobachtungsflächen verwendete Skala (nach LONDO 1975, 1984) ist in 10%-Schritte eingeteilt, um auch geringere Artmächtigkeitsverschiebungen nachweisen zu können. Die Skala wurde zusätzlich modifiziert, um sie für tabellarische Vergleiche problemlos in die BRAUN-BLANQUET-Skala überführen zu können. (DIERSCHKE [1994] schlägt vor, die Bedeckungsanteilsklasse 5 [45-55%] der LONDO-Skala in 5- [45-50%] und 5+ [50-55%] aufzuteilen. Hiervon wurde jedoch nicht Gebrauch gemacht, da die Zusatzzeichen „-“ und „+“ in herkömmlichen computergestützten Tabellenkalkulationsprogrammen zu Rechenfehlern führen können.)

Tab. 5: Verwendete Artmächtigkeitskalen (grau unterlegt). – Für die Erfassung der Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebiets wurden die Artmächtigkeiten und Abundanzen nach WILMANNS (1989) geschätzt, bei der Bearbeitung der Dauerbeobachtungsflächen und Transekte in einer modifizierten Skala nach LONDO (1975, 1984).

Bedeckungsanteil-Klasse LONDO [%]	mittl. Bedeck. [%]	LONDO*, WILMANNS mod.	BRAUN-BLANQUET	Anmerkungen zu WILMANNS und BRAUN-BLANQUET (in Klammern)
0-1	0,5	.1 (r)	r	1 Exemplar, spärlich
0-1	0,5	.1 +	+	1-5 Exemplare, Bedeckung < 1%
1-3	2	.2 1	1	>5 - 50 Exemplare, Bedeckung < 5%
3-5	4	.3 1	1	>5- 50 Exemplare, Bedeckung < 5%
		2m	2m	>50 Exemplare, aber Bedeckung < 5%
5-15	10	1 2a	2a	5-15% (5-12,5 %) Bedeckung
15-25	20	2 2b	2b	15-25% (12,5-25%)
25-35	30	3 3	3	25-50% Bedeckung
35-45	40	4 3	3	
45-50	47,5	5 3	3	
50-55	52,5	6 4	4	50-75% Bedeckung.
55-65	60	7 4	4	
65-75	70	8 4	4	
75-85	80	9 5	5	75-100% Bedeckung
85-95	90	10 5	5	
95-100	97,5	11 5	5	

* bei LONDO keine Vergabe von Abundanzwerten, nur Bedeckungsgrade!

Die Größe der Aufnahmeflächen betrug bei der Kartierung für Grünland und Röhrichte jeweils 16 m², in den Transekt- und Dauerflächenuntersuchungen wurden 2 x 2 m große Flächen untersucht (vgl. Kap. 3.1.2).

3.1.3.3 Schätzmethode für die Vegetationsbedeckung

Neben den vegetationskundlichen Aufnahmen wurden im Rahmen des Forschungsprojektes ebenfalls Ertragsanteilsschätzungen mit Hilfe einer Punktmethode (point intercept-Methode – sog. *Zehn-Punkte-Rahmen*) durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Methode sind ausführlich in HEINKEN et al. (2001b) dargestellt.

Um vergleichen zu können, wie genau die Punktmethode die Dominanzverhältnisse bzw. die Anteile der Hauptbestandsbildner der untersuchten Grünlandbestände zu erfassen vermag, ist es nötig, die Schätzmethodik für die pflanzensoziologischen Aufnahmen auf den Dauerbeobachtungsflächen mit dem methodischen Vorgehen beim Einsatz des *Zehn-Punkte-Rahmens* abzugleichen. Deshalb wurden die Pflanzenbestände in den Aufnahmen so aufgenommen, dass die Gesamtsumme der einzelnen Schichten bzw. der Bedeckungsgrade der Arten zusammen mit den von Vegetation unbedeckten Flächenanteilen genau 100 % ausmacht. Die Schätzung der einzelnen Schichten erfolgte dabei, analog zum Prinzip „erster Treffer zählt“ (s.o.), von oben nach unten, d. h. tiefere Bestandsschichten konnten grundsätzlich nur die Fläche bedecken, die von den jeweils höheren Bestandsschichten nicht in Anspruch genommen wurden.

Jede Aufnahme beinhaltet neben der Schätzung der Artmächtigkeit der Arten auch die Beschreibung des Bestandsaufbaus (maximale Höhe und Bedeckung der einzelnen Schichten, Flächenanteile von Streue, offenem Boden und offener Wasserfläche).

Frequenzbestimmung mit dem Zehn-Punkte-Rahmen

Da die Schätzung von Bedeckungsgraden trotz der Festlegung eindeutiger Schätzkriterien nicht frei von Fehlern ist, wurde durch RAUNKIAER (1913) die Methode der Frequenzbestimmung eingeführt. Die **Frequenz** ist ein Maß für die Häufigkeit und Verteilung der Individuen einer Art auf einer Fläche. Um sie zu bestimmen, werden in einem homogenen Pflanzenbestand zufällig oder systematisch kleine Aufnahmeflächen, in Grünland meist Kleinquadrate von 0,1-0,5 m² Größe, verteilt und für jede Teilfläche eine Artenliste aufgenommen. Wird nur die Anwesenheit einer Art in einem Quadrat notiert (presence-absence), so ist die Frequenz der betreffenden Art gleich der Anzahl der Quadrate, in denen sie vorkommt, gemessen an der Gesamtanzahl der Quadrate. Ebenso kann jedoch auch die Bedeckung der Arten innerhalb der Teilflächen geschätzt werden (vgl. FISCHER 1985). Da die Anzahl hochfrequenter Arten mit steigender Flächengröße zunimmt, sind nur Frequenzbestimmungen mit gleicher Flächengröße (und Flächenanzahl) miteinander vergleichbar (DIERSCHKE 1994).

Bei der Verwendung sogenannter **Punkt-Methoden** (point quadrat, point frequency oder point intercept) sind die Teilflächen soweit verkleinert, dass nur noch einzelne Punkte aufgenommen werden. Eine Art kann unter der unendlich kleinen Trefferfläche der Nadelspitze also nur noch an- oder abwesend sein (SUTHERLAND 1996). Ursprünglich werden diese Methoden für die Bonitur von Grünland eingesetzt (DU RIETZ 1930, DIERSCHKE 1994). Hierbei werden Nadeln in gleichmäßigen Abständen in einen Bestand abgesenkt und für jede Nadel alle Pflanzen notiert, die sie berühren oder von ihr durchbohrt werden.

Vor allem dann, wenn auch seltene Arten erfasst werden sollen, ist die Punktmethode sehr arbeitsaufwendig. Jedoch macht es die jeweilige Fragestellung möglich, den Aufwand zu reduzieren: Für die Beurteilung der Futterqualität sind im Wesentlichen die hochwüchsigen und bestandsbildenden Arten interessant. Seltene und niedrigwüchsige Arten tragen hingegen in weitaus geringerem Maß zur erntbaren Phytomasse bei; insofern kann in Kauf genommen werden, wenn die unteren Bestandsschichten systematisch in ihrer Bedeckung unterschätzt werden.

Analog zu SUTHERLAND (1996) und LÖSCH (1996) wurde in der vorliegenden Arbeit ein sog. **Zehn-Punkte-Rahmen** (point frame) eingesetzt: auf einer 1x1 m großen Aufnahmefläche innerhalb des für destruktive Untersuchungen vorgesehenen Teils der Aufnahmefläche wird der Zehn-Punkte-Rahmen fünfmal (bei 10-30-50-70-90 cm) gesetzt. Die Nadeln werden in jeder Reihe nacheinander über den Pflanzenbestand angehoben und wieder abgesenkt. Die Pflanzen(art), die zuerst von der Nadelspitze berührt wird, wird als Treffer notiert (Prinzip „erster Treffer zählt“), so dass insgesamt 50 Treffer pro Aufnahmefläche gezählt werden. Auch Streue, unbedeckter Boden und offene Wasserfläche werden als Treffer gewertet.

3.1.3.4 Syntaxonomische Gliederung der Vegetation

Die im Untersuchungsgebiet erstellten pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden tabellarisch geordnet und synsystematisch bearbeitet. Die syntaxonomische Einordnung und Benennung richtet sich nach POTT (1992). Dort, wo synsystematischen Einheiten Assoziationskennarten fehlten und auch keine lokale Kennarten identifiziert werden konnten, wurden diese nach der/den dominierenden Art(en) benannt und mit dem Suffix „-Gesellschaft“ versehen; dies erfolgte zum Beispiel bei artenarmen Beständen mit Gemeiner Quecke und Wiesen-Fuchsschwanz, die folglich mit *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft bezeichnet wurden. Manche der Pflanzengesellschaften konnten weiter in Subassoziationen bzw. Untereinheiten und Varianten untergliedert werden.

Zum Vergleich wurden Grünlandgesellschaften z.T. Vegetationsformen des Graslandes nach HUNDT & SUCCOW (1984) gegenübergestellt, da diese bereits die fortgeschrittene Artenverarmung bzw. das mit der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung einhergehende Entstehen neuartiger Vegetationsbestände berücksichtigen.

Die Erstellung der Übersichtstabellen erfolgte nach DIERSCHKE (1984). Die Stetigkeit der Pflanzensippen ist wie folgt zusammengefasst:

V = >80-100 %; **IV** = >60-80 %; **III** = >40-60 %; **II** = >20-40 %; **I** = >10-20 %;
+ = >5-10% und **r** = >0-5 %.

3.1.3.5 Phänologische Entwicklung

In Dauerflächenuntersuchungen, die dem Nachweis von äußeren Einflüssen auf Pflanzenbestände dienen, ist erst nach relativ langen Zeiträumen mit schlüssigen Ergebnissen zu rechnen. Im Allgemeinen gelten in der Grünlandforschung Zeiträume von drei Jahren seit einer Nutzungsumstellung als notwendig, um sichere Trends bezüglich der Sukzessionsrichtung erkennen zu können. Vielfach jedoch gehen in der Sukzession deutlicheren Artmächtigkeitsverschiebungen und Änderungen in der floristischen Zusammensetzung Veränderungen in der jahreszeitlichen Entwicklung von Pflanzenarten und -beständen voraus (vgl. KRÜSI 1981). Um trotz des begrenzten Untersuchungszeitraums Trendprognosen für die Entwicklung der untersuchten Grünlandbestände unter veränderten Bewirtschaftungsbedingungen stellen zu können, liegt es deshalb nahe, zusätzlich zu den pflanzensoziologischen Aufnahmen phänologische Methoden anzuwenden.

Für die Aufnahme der phänologischen Phasen der Pflanzen auf den Untersuchungsflächen wurde die Skala von KRÜSI (1981; vgl. Tab. 6) angewandt. Im Gegensatz zu anderen Skalen, die den mittleren phänologischen Zustand von Beständen erfassen (vgl. z.B. DIERSCHKE 1985) bewertet sie nur die Anteile bestimmter phänologischer Zustände der generativen Wachstumsphase innerhalb von Populationen.

Die phänologische Aufnahme findet auf der dafür vorgesehenen Vegetationsaufnahmefläche innerhalb der DBF statt. Nachdem alle in der generativen Phase befindlichen Arten aufgenommen worden sind, werden mit der nachfolgenden Skala die Anteile der Individuen an der jeweiligen phänologischen Phase bestimmt. Bei vielblütigen und über einen langen Zeitraum blühenden Pflanzen, z. B. *Leontodon autumnalis* oder *Rumex thyrsiflorus*, wurde der Anteil der Infloreszenzen an den phänologischen Phasen geschätzt. Abweichend von KRÜSI (ebd.) wurden auch solche Individuen in die gesamte Anzahl der bewerteten Individuen/Blütentrieben miteinbezogen, die kurz vor dem Austrieb der Blütenknospen standen, also gerade in die generative Phase eintraten.

Tab. 6: Schätzskala zur Bestimmung des phänologischen Zustands von Pflanzenpopulationen nach KRÜSI (1981).

Phänologische Phase (generativ)		Anteil einer phänologischen Phase an der Gesamtheit fertiler Individuen	
Blütenknospen	1	0-5 %	+
Blüte	2	5-20 %	1
abblühend	3	20-40 %	2
fruchtend	4	40-60 %	3
Ausstreuen der Früchte	5	60-80 %	4
		80-100 %	5

Anders als bei der üblichen Vorgehensweise, den phänologischen Wandel von Beständen in regelmäßigen Abständen über die gesamte Vegetationsperiode zu begleiten (vgl. DIERSCHKE 1994, ROSENTHAL 1992), wurden die Bestände der Aufnahmeflächen in den Versuchsjahren 1997-1999 nur jeweils vor den Bewirtschaftungszeitpunkten bzw. -zeiträumen aufgenommen. Da es nur darum ging, die Frage zu beantworten, ob die zweischürige Mahd im Gegensatz zur Kontrolle (Mähweide) zu phänologischen Veränderungen führt, wurde die Methodik, wie in Abb. 10 beschrieben, reduziert. Es wurde davon ausgegangen, dass die Schätzung an jeweils demselben Zeitpunkt in der Lage ist, solche Unterschiede zu erfassen.

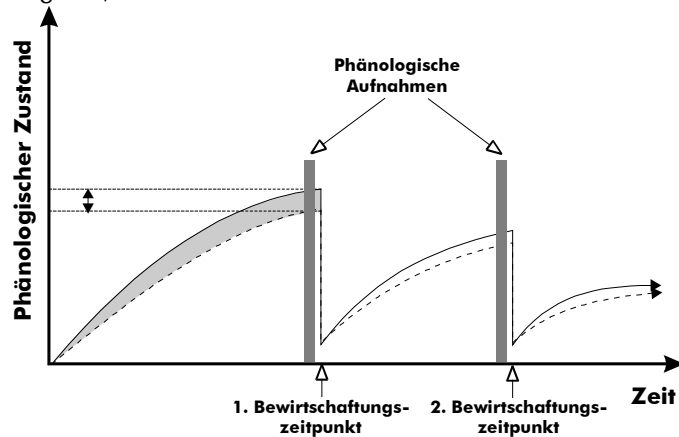


Abb. 10: Phänologischer Entwicklungszustand und Datenaufnahme in den Nutzungsexperimenten. – Abweichend von der sonst üblichen Methode, den phänologischen Zustand von Beständen im Abstand von 7-14 Tagen über die gesamte Vegetationsperiode zu erfassen, wurden phänologische Aufnahmen nur vor dem jeweiligen Bewirtschaftungstermin bzw. dem Beginn eines Bewirtschaftungszeitraumes angefertigt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die Aufnahme beider Versuchsglieder an demselben Zeitpunkt deren mögliche Differenz in der phänologischen Entwicklung (gestrichelte und durchgezogene Kurve) hinreichend zu dokumentieren vermag.

3.1.4 Transektuntersuchungen

Mit der Methode der Transektkartierung lassen sich fließende Übergänge zwischen Pflanzenbeständen, die durch sich allmählich verändernde Standortbedingungen verursacht werden, zeitlich und räumlich am besten herausarbeiten (ZELESNY 1994, PFADENHAUER et al. 1986). Weder die übliche Methodik der Vegetationskunde mit ihren Grundforderungen nach Homogenität und Mindestarealen, noch speziell die Pflanzensoziologie mit ihren hierarchischen Ordnungsprinzipien sind in der Lage, solche „weichen“ Übergänge hinreichend nachzuzeichnen (KANOLD & KOHLER 1986).

In der vorliegenden Arbeit wurden Transekte dazu verwendet, floristische und strukturelle Veränderungen (vgl. DIERSCHKE 1994 und GLAVAC 1996) der Grünlandvegetation entlang von Geländegradienten (Geländehöhe, Bodenarten, Bodenwasserhaushalt, Überflutung/Überstauung) zu charakterisieren. Hierzu wurden 1998 insgesamt acht Transekte in den drei standörtlichen Hauptzonen des Untersuchungsgebiets angelegt und an Anfangs- und Endpunkten markiert (vgl. Kap. 3.1.1 und 3.1.2). Von diesen wurden fünf für die standörtlichen Analysen ausgewählt. Die vordeichs eingerichteten Transekte wurden in den Jahren 1998 und 1999 jeweils vor dem ersten Schnitt (Mitte Juni) aufgesucht, um eventuelle Vegetationsveränderungen nach dem langanhaltenden, 10-jährlichen Hochwasser im Winter und Frühjahr 1998/99 nachweisen zu können.

Abbildung 11 zeigt schematisch die Anlage der Transekte.

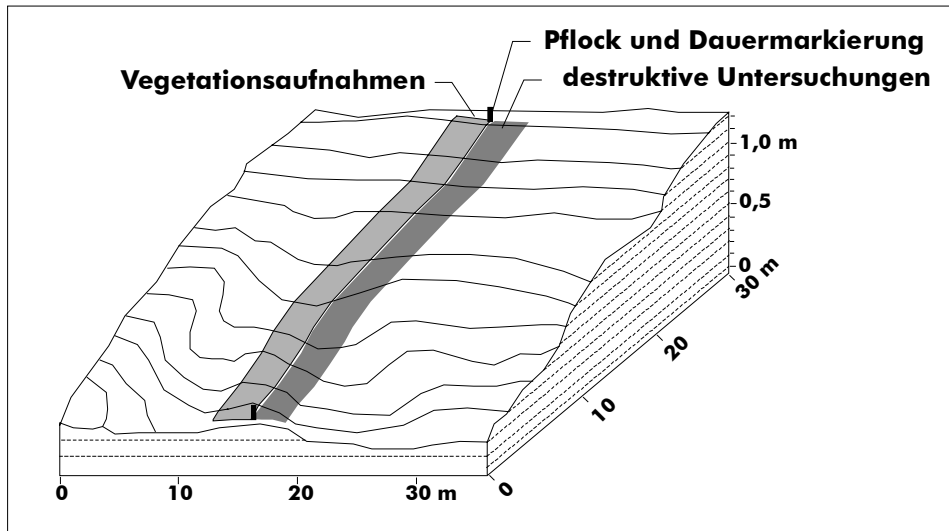


Abb. 11: Schematische Darstellung der Anlage von Transekten. – Die vegetationskundlichen Aufnahmen erfolgen fortlaufend auf 2 x 2 m großen Teilflächen durch Weiterverschiebung eines klappbaren Holzrahmens entlang eines aufgespannten Maßbandes. Destruktive Untersuchungen werden auf der gegenüberliegenden Seite der Transektlinie durchgeführt. Die Anfangs- und Endpunkte der Transekte sind mit Holzpflocken markiert; eingegrabene Eisenstücke und Dauermagneten erlauben die langfristige Wiederauffindung der Untersuchungsflächen.

Alle Transekte beginnen in einem homogenen Pflanzenbestand an einem möglichst hochgelegenen Punkt im Gelände und enden in der Regel oder -rinnen. Es wurde darauf geachtet, dass die Neigung des Geländes zwischen Anfangs- und Endpunkt keine Sprünge aufweist, die standörtlichen Veränderungen also kontinuierlich sind.

Das Relief der Transekte wurde mit Hilfe einer Schlauchwaage aufgenommen (vgl. Kap. 3.2.1). Diese Messungen wurden für die vordeichs gelegenen Transekte ebenfalls 1998 und 1999 durchgeführt, um mögliche hochwasserbedingte Veränderungen im Relief nachvollziehen zu können.

3.1.5 Ertragsmessungen

Neben vegetationskundlichen Aufnahmen wurden in den Nutzungsexperimenten auch ertragskundliche Stichproben entnommen. Es sollte geprüft werden, ob eine zweischürige Mahd gegenüber der üblichen Mähweidenutzung neben möglichen Veränderungen in der Artenzusammensetzung und der phänologischen Entwicklung auch Unterschiede in der Futterqualität verursacht. Da mit dem Wachstum der Grünlandvegetation erhebliche Veränderungen von Futterqualitätsparametern (v.a. Rohfasergehalt) einhergehen, kann erwartet werden, dass ein phänologischer Entwicklungsvorsprung einer der Bewirtschaftungsvarianten zu signifikanten Unterschieden in der erntbaren Phytomasse und der Trockensubstanz führen kann. Hieraus können Bewirtschaftsempfehlungen, beispielsweise zu den Bewirtschaftungszeitpunkten, abgeleitet werden.

Methodik

Die Phytomasseernte bildet den Abschluß jeder Felddaufnahme, sie findet generell vor jedem Bewirtschaftungszeitpunkt (Schnitt) bzw. vor Beginn eines Bewirtschaftungszeitraums (Beweidung) statt: Pro Dauerbeobachtungsfläche wird auf dem für destruktive Untersuchungen vorgesehenen Abschnitt (vgl. Kap. 3.1.2) mit Hilfe einer handelsüblichen Akkuschere (Fa. Gardena; Schnittbreite 10 cm; Schnitthöhe 2-4 cm) eine 1 m² große Stichprobe abgeerntet.

Nach der Wägung der Einzelproben wird aus jeweils gleich großen Anteilen der Einzelproben eines Versuchsgliedes (3 oder 6 Proben) eine Mischprobe gebildet, an der alle weiteren Untersuchungen durchgeführt werden. Die Mischprobe wird in einen Trockenbeutel (hitzebeständiger, perforierter Kunststoff) überführt und abermals gewogen.

Die Trocknung der Futterproben am Ort dient deren Konservierung für die später stattfindende Futterwertanalyse und zur Ermittlung der 60 °C-Trockenmasse (TM_{60} [g]); sie dauert 24 h. Nach dem Transport in das Futtermittellabor werden die Proben abermals bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Dem Mahlen der Proben folgt an Hand von Teilproben die Bestimmung der 105°C-Trockenmasse (TM_{105} [%]). Aus den Werten für die Trockenmassen bei 60 °C und bei 105 °C können nunmehr die absolute Trockenmasse der Mischproben sowie der Einzelproben (Umrechnung in [dt TM/ha]) berechnet werden (vgl. GAUßMANN 2001a).

- **bei Schnittnutzung ...**

erfolgt nur eine Stichprobenahme unmittelbar vor der Nutzung.

- **bei Beweidung ...**

wird durch das Vieh immer nur ein Teil der Phytomasse entnommen, die Weidereste bleiben zu- meist als Streue zurück. Im Fall von hochwüchsigen und stark verholzten Pflanzenbeständen, die durch von den Weidetieren nur ungern gefressen und größtenteils niedergetreten werden, kann der im Beweidungsgang entnommene Anteil der Phytomasse unter zehn Prozent am gesamten Futterangebot (= oberirdische Pflanzenteile) ausmachen. Im Falle von Beweidungen wurden deshalb vor und nach dem Weidegang eine Futter-Stichproben geerntet. Die Differenz aus der Trockenmasse vor und nach der Beweidung entspricht der durch das Vieh entnommenen Futtermenge. Da die Beweidungsperioden in der Regel nicht länger als 7-14 Tage andauerten, wurde der Fehler, der durch nachwachsendes Futter entsteht, vernachlässigt.

3.2 Standort

3.2.1 Topografische Höhen

Aufgrund des prägenden Einflusses von Flut- und Qualmwasser in den Flussauen können schon geringe Reliefunterschiede dichte Abfolgen verschiedener Pflanzenbestände bedingen. Die genaue Kenntnis der Topografie ist deshalb eine notwendige Voraussetzung, um Zusammenhänge zwischen Geländehöhen und Vegetationstypen zu erschließen und darüberhinaus Prognosen zur Entwicklung der Vegetation nach einer Deichrückverlegung treffen zu können.

Datenquellen

Das innerhalb des Verbundprojektes verwendete digitale Geländemodell (DGM) basiert auf einer Luftbildbefliegung des Untersuchungsgebiets (Aerofotogrammetrie; KIRCHNER & WOLF 1996). In der Nachbearbeitung durch das Landesvermessungsamt Brandenburg wurden die Daten aerotrianguliert, d. h. mit einer speziellen Software (SCOP) und an Hand bekannter topografischer Höhenwerte (z-Werte) im Gelände wurden Höhenwerte stereografisch auf die betrachtete Fläche extrapoliert (HAPE & PURPS 1999a,b). Das durch das GIS-Programmpaket ArcInfo/ArcView (Ver. 3.1) gestützte DGM bildet ebenfalls die Grundlage für die von der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) angestellten Modellierungen zur Hydraulik im gegenwärtigen Elbverlauf sowie nach der Deichrückverlegung (BAW 1997, BLEYEL 1999a).

Die Abfragung von Daten und deren Visualisierungen (Profilschnitte, Höhenverteilungen etc.) bzw. die Verknüpfung von Untersuchungsergebnissen aus den Untersuchungen zu Vegetation und Standort mit dem DGM erfolgten in enger Zusammenarbeit mit der Koordinationsstelle des Verbundprojekts, wo die Anwendungen und die zentrale Datenhaltung installiert sind (vgl. folgendes Kapitel).

Höhenmessungen im Gelände

Um genauere mikrotopografische Untersuchungen durchführen zu können, wurden von bekannten topografischen Messpunkten aus Höhenmessungen ausgeführt. Neben trigonometrischen Festpunkten standen 20 weitere, während des Projektzeitraums vermessene Geländepunkte in oder nahe von Testflächen bzw. Grundwasserpegeln zur Verfügung.

Die mikrotopografischen Messungen wurden mit einer Schlauchwaage (s. Abb. 12) ausgeführt. Diese besteht aus einem 30-50 m langen transparenten, im Baufachhandel erhältlichen Schlauch (Innendurchmesser 0,8 cm), der mit eingefärbtem Wasser gefüllt ist. An jeder Seite ist der Schlauch an einem Ständer befestigt, der jeweils aus einem Metallstandfuß mit Erddorn und einer Vierkantleiste (200 x 2 x 2 cm) mit Messskala (Bandmaß) besteht.

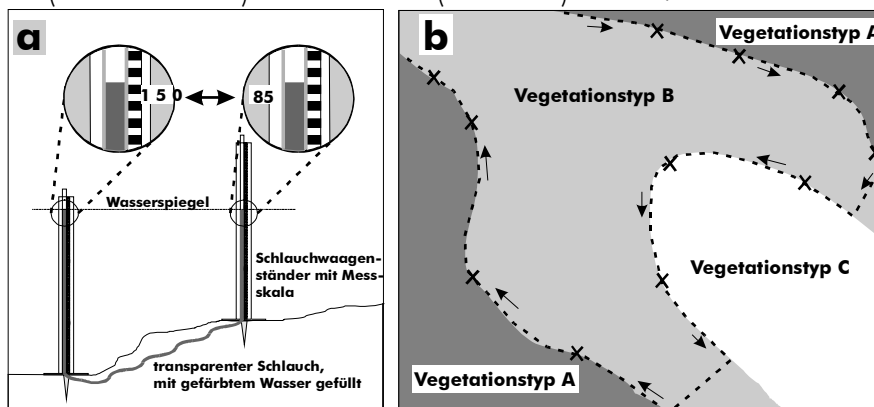


Abb. 12: Messung von Reliefunterschieden im Gelände mit Hilfe einer Schlauchwaage. – **a)** Nach dem Prinzip kommunizierender Röhren stellt sich auf beiden Seiten der Waage der gleiche Wasserspiegel ein; an den Ständern angebrachte Messskalen erlauben es, den Höhenunterschied direkt abzulesen. **b)** Die Vermessung der Übergangshöhen zwischen verschiedenen Grünlandbeständen im Deichvorland erfolgte in Messketten; etwa alle 10 m wurde ein Höhenwert abgelesen.

Schlauchwaagenmessungen wurden für die Vermessung der Transekte und Dauerflächen sowie zur Bestimmung von Übergangshöhen von Pflanzengesellschaften des Grünlands eingesetzt. Kontrollmessungen ergaben nach Messketten von 30-40 Werten und einer Ablesegenauigkeit von 0,5 cm (bei Rückkehr zum Ausgangspunkt) Abweichungen von maximal 5 cm, bei Messketten von 100-150 Werten von 10-20 cm. Deshalb wurden in der Regel nicht mehr als 40 Messungen pro Messkette durchgeführt.

3.2.2 Überflutungsparameter

Zusammenhang von Geländehöhe und Überflutung im Vordeichland

Die Größe des Einflusses bzw. die Dauer von Überflutungen ist von der topografischen Höhe eines Punktes im Gelände und dessen Beziehung zu Wasserspiegelveränderungen des Flusses (Gefälle) abhängig. Relativ hochgelegene Punkte werden deshalb weniger häufig und andauernd von Hochwässern erreicht als tiefergelegene. Der Querschnittsprofil des Flusses modifiziert diese Beziehung in entscheidender Weise: hat die durchfließende Wassermenge, der sog. Abfluss [in m^3/s], ein breites Flussbett zur Verfügung, so kann das Wasser sich auf breiterem Raum verteilen. Der Wasserspiegel steigt in diesem Fall bei zunehmendem Abfluss langsam an. Ist das Flussbett schmal, steigt der Wasserspiegel bei sich erhöhender Abflussmenge vergleichsweise viel stärker an. Dieselbe Abflussmenge kann also abhängig vom Querprofil des Flusses zu ganz verschiedenen Wasserspiegellagen im Vordeichgelände führen. Allein auf der Messung der Geländehöhe geknüpfte Beziehungen zwischen Vegetation und Überflutung können demnach nur Geltung für sehr eng begrenzte Flussabschnitte mit homogenem Querschnitt besitzen (vgl. HENRICHFREISE 1996). Umgekehrt können nur aufgrund der Kenntnis der genauen Topografie entlang eines betrachteten Flussabschnitts die Beziehungen zwischen Geländehöhe, Durchflussmengen und Wasserspiegellagen ermittelt werden. Dies gilt besonders dann, wenn der Fluss bei Hochwässern aus dem relativ gleichförmigen, durch Buhnen eingeengten Flußbett ins unterschiedlich breite Deichvorland tritt.

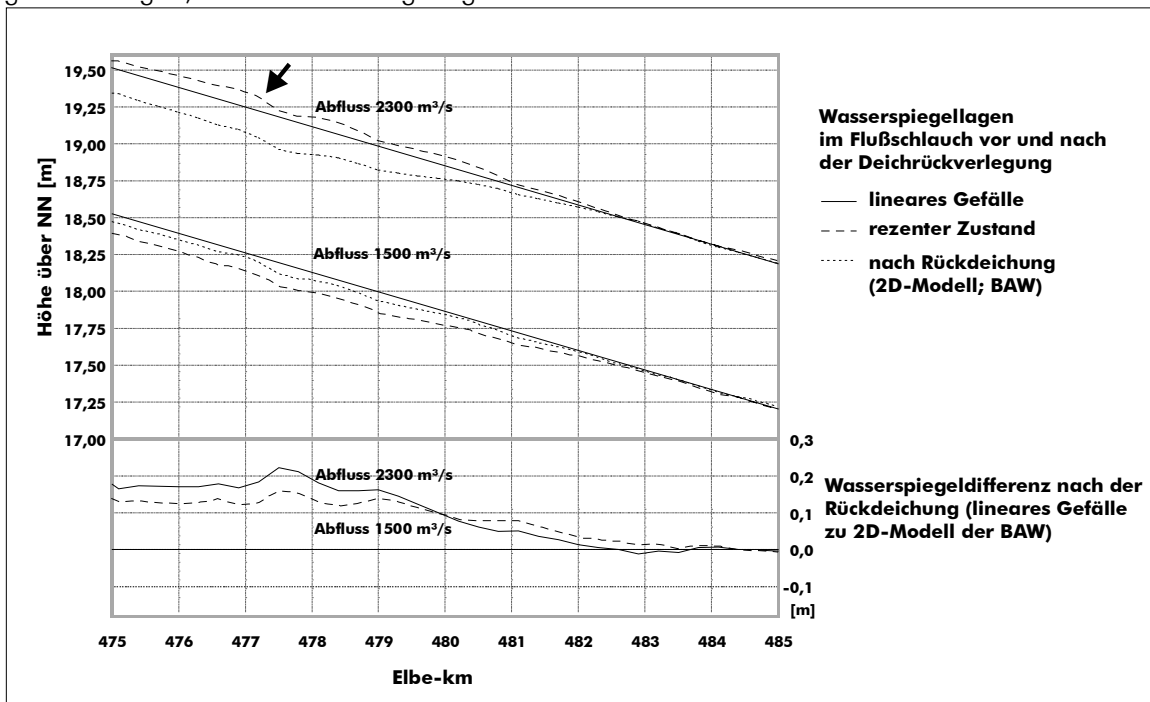


Abb. 13: Vergleich der Wasserspiegellagen im Flussschlauch vor und nach der Deichrückverlegung (aus: BLEYEL 1999b, verändert)

Die Abbildung 13 zeigt das auf einem morphologischen Modell beruhende tatsächliche Gefälle der Elbe zwischen Strom-km 475 und 485. Gegenüber einem in anfänglichen Analysen angenommenen linearen Gefälle (vgl. GRÖNGRÖFT 1999) zeigt sich der Wasserspiegel bei den beiden betrachteten Hochwasserdurchflüssen im rezenten Zustand deutlich erhöht. Besonders deutlich zu sehen ist dies an der Engstelle bei km 477,5, dem sog. „Bösen Ort“, vor der sich der Wasserspie-

gel bei einem Abfluss von 2300 m³/s um über 10 cm anstaut (s. Pfeil). Durch die Deichrückverlegung erhält die Elbe regional weitaus mehr Überflutungsraum als bisher. Die resultierende Wasserspiegellagsenkung kann nach Berechnungen der BAW in Teilen des Rückdeichungsgebiets bei der großen Rückdeichungsvariante zeitweise bis zu 46 cm betragen (BLEYEL 1999a).

Statistische Daten

Allein die bei verschiedenen Durchflüssen zu verzeichnenden derzeitigen und zukünftigen Wasserspiegellagen erlauben keine Voraussagen zur Entwicklung der Grünlandvegetation. Wichtige ökologische Einflussgrößen sind v. a. die Häufigkeit, der Zeitraum und die Andauer der Überstauung.

Für die Analyse des Einflusses der Überflutung auf die Vegetation standen im Verbundprojekt langfristige statistische Auswertungen der Elbwasserstände zwischen 1964 und 1998 des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe zur Verfügung (vgl. BÜCHELE & NESTMANN 1998 und HELMS & IHRINGER 1998). Vor 1964 wurde das Abflussverhalten der Elbe durch die Errichtung zahlreicher Staustufen in der Tschechoslowakei nach und nach verändert. Die Maßnahmen hatten zum Ziel, den Oberlauf der Elbe durch gezielten Wasserzulauf auch in extremen Trockenperioden schiffbar zu halten. So sind extreme Niedrigwässer (Abfluss < 150 m³/s) deshalb seitdem nicht mehr aufgetreten.

Die statistischen Auswertungen wurden zusammen mit den o. g. morphologischen Daten der BAW durch das Teilprojekt Hydrologie in Schlüsselkurven, Ganglinien und Dauerlinien umgesetzt (MONTENEGRO et al. 1999d).

Schlüsselkurven (s. Abb. 15) zeigen für einen bestimmten Punkt entlang der betrachteten Fließstrecke, abhängig von der Morphologie des Fließquerschnitts, den Zusammenhang zwischen Abflussmenge und Wasserspiegel an, d. h. an ihnen lässt sich ablesen, welche Wasserspiegellage welcher Abflussmenge entspricht. Auf diese Weise werden den gemessenen vegetations- bzw. flächenbezogenen Daten Abflussmengen zugeordnet. Schlüsselkurven liegen für den rezenten Zustand in Abständen von 100 m vor.

Ganglinien (s. Abb. 16) beschreiben den tatsächlichen Verlauf der Abflussmengen während eines jeweils betrachteten Zeitraums. Sie sind zum einen für die Identifizierung von Extremereignissen (Hochwasser- oder Niedrigwasserperioden) zum anderen für die Beschreibung der langjährigen Abflusscharakteristik eines Flusses von Bedeutung. Ganglinien können sich sowohl auf Wasserspiegellagen an einem bestimmten Punkt entlang der Fließstrecke beziehen als auch auf Abflussmengen, die dann für den gesamten Flussabschnitt gültig sind, sofern keine Nebenflüsse dorthin einmünden und die Wassermenge erhöhen. Letzterer Fall trifft auf vorliegende Untersuchungen zu.

Dauerlinien (s. Abb. 16) reihen die Abflusswerte nach ihrer Größe auf. Sie stellen dar, an wievielen Tagen innerhalb eines betrachteten Zeitraums, z. B. einem Jahr oder der Vegetationsperiode (15.04.-15.10.), eine bestimmte Abflussrate erreicht wird. Der zeitliche Zusammenhang im Abflussverhalten geht dabei verloren. Durch die Betrachtung verschieden langer Messzeiträume (gemittelte Werte) oder durch die Berücksichtigung zusammenhängender Überflutungsphasen einer bestimmter Mindestdauer lassen sich weitere Betrachtungen zum Einfluss der Überflutung auf die Vegetation anstellen.

Um Beziehungen zwischen der Grünlandvegetation und dem Abflussverhalten der Elbe herstellen zu können, wurden jedem Messpunkt entlang des Deichvorlandes anhand seiner Höhenlage und mit Hilfe der zugehörigen Schlüsselkurve ein Abflusswert zugeordnet. Aus den Dauerlinien wurde anschliessend ermittelt, an wievielen Tagen im Jahr, in der Vegetationsperiode etc. dieser Abfluss bezogen auf verschiedene Zeiträume erreicht wird. Abschließend wurden die Werte weiteren statistischen Analysen unterzogen (vgl. Kap. 3.3).

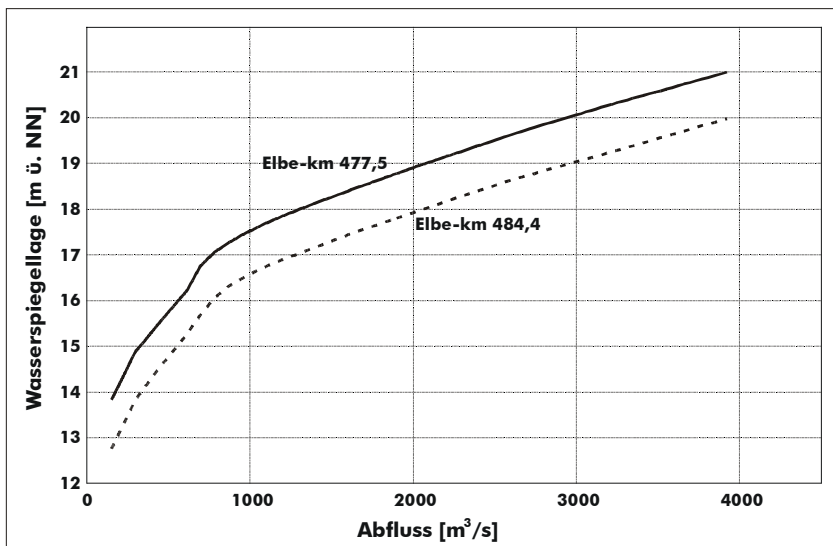


Abb. 14: Rezentе Schlüsselkurven am Elbe-km 477,5 („Böser Ort“) und 484,4 (Fähranleger Lenzen). – Der für steigende Abflussmengen zunächst steile Kurvenverlauf bis auf 700-800 m³/s, der beiden Orten gemeinsam ist, repräsentiert den Wasserspiegelanstieg im Flussschlach. Sobald der Fluss über die Ufer, d. h. in das Deichvorland, tritt und auf breiterem Raum fließt, flacht sich der Anstieg ab.

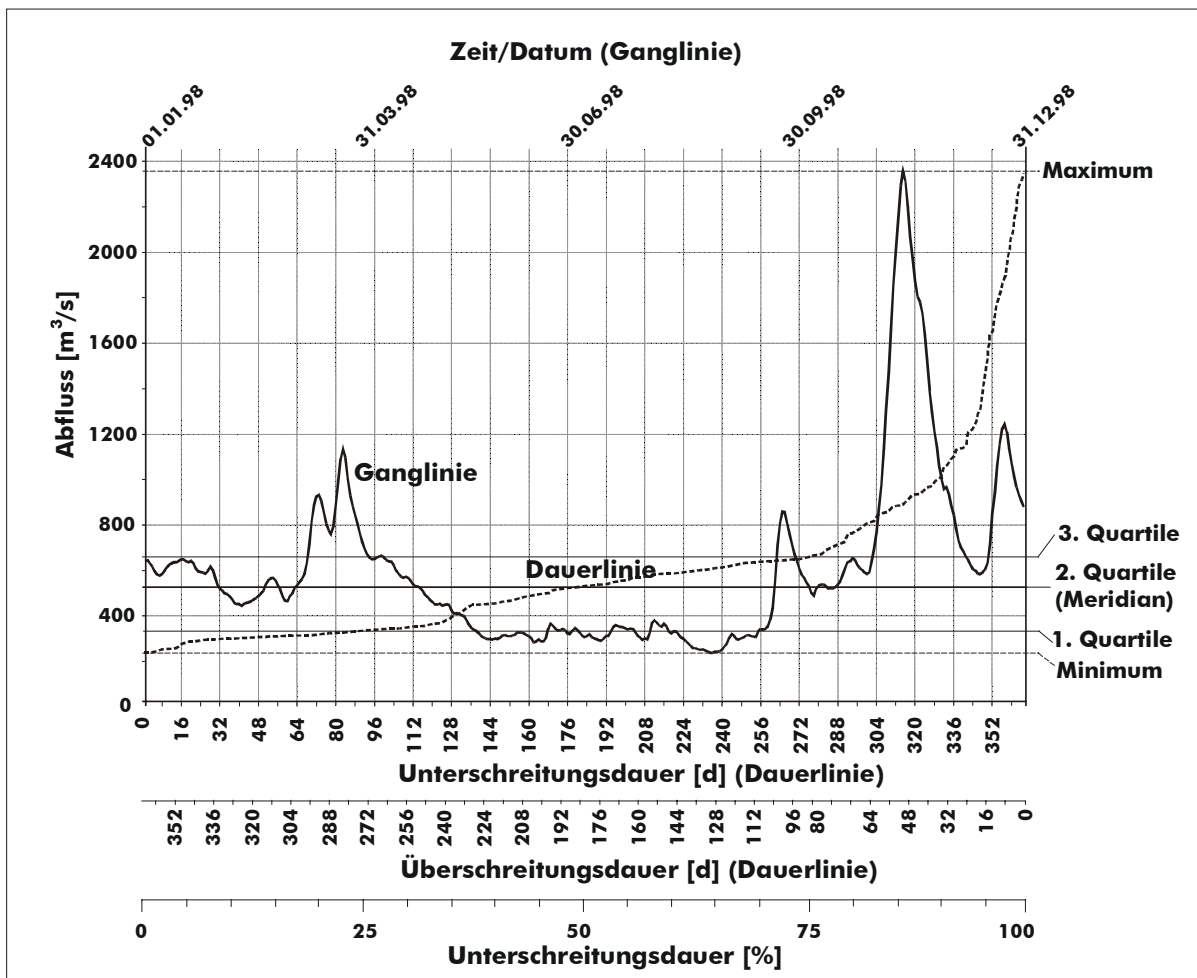


Abb. 15: Ganglinie und Dauerlinie des Abflusses im untersuchten Elbabschnitt für das Jahr 1998. – **Ganglinie:** Nach einem schwachen Hochwasser im März und langandauernden niedrigen Wasserständen zwischen Mai und September trat im Spätherbst ein 10-jährliches Hochwasser mit einem maximalen Abfluss von 2356 m³/s auf. **Dauerlinie:** Die Reihung aller Wasserstände des Jahres 1998 zeigt, dass über den größten Teil des Jahres niedrige Wasserstände vorherrschten; 75 % der Abflüsse überstiegen die Marke von 650 m³/s nicht (zum Vergleich: der langjährige mittlere Abfluss [Mittelwasser MQ] beträgt 695 m³/s).

3.2.3 Bodenkundliche Parameter

Die bodenkundlichen Untersuchungen wurden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg durchgeführt.

Profilbohrungen

Alle Profilbohrungen geschahen nach dem gleichen Modus: Um die Oberbodenmerkmale anzusprechen wurde zunächst mittels eines Spatens ein Quader von 30 cm Kantenlänge entnommen. Anschließend wurde das Profil mit einem *Edelmann*-Bohrer (Durchmesser 6 cm) bis zum Gr-Horizont, jedoch höchstens bis in eine Tiefe von 2,2 m erschlossen.

Es wurden folgende Bodenmerkmale per Feldansprache (vgl. AG BODEN 1994 und GRÖNGRÖFT & SCHWARTZ 1999) erfasst: Bodenart, Bodentyp, Substrat, Gefüge, Durchwurzelung, Gehalt an organischer Substanz, Bodenfarbe, hydromorphe Merkmale (getrennt nach Eisen und Mangan), Lagerungsdichte und Bodenfeuchte.

Insgesamt wurden 29 Profile erbohrt, davon 10 im Deichvorland (vgl. Kap. 4.2).

Oberbodenproben

Um die Wuchsbedingungen für die Grünland- und Röhrichtvegetation zu charakterisieren, wurden im Deichvorland 140 Oberbodenproben genommen (Mischproben aus je drei Spatenstichen [0-30 cm]). Davon entfallen 22 auf verschiedenen Dauerbeobachtungsflächen – diese Proben wurden anschließend bodenchmisch und -physikalisch analysiert – und 108 auf Kartierungspunkte für multivariate Auswertungen (vgl. Kap. 4.2.4). Bei letzteren Proben wurde lediglich die Korngrößenzusammensetzung, der Gehalt an organischer Substanz und der Wassergehalt (Methodik nach AG BODEN 1994) angesprochen.

Analyseverfahren

Die bodenphysikalischen und -chemischen Parameter der Oberbodenproben wurden im Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg nach Standardverfahren analysiert (zu Analyseverfahren und verwendeten Geräten s. SCHWARTZ 2001). Es wurden folgende Parameter untersucht:

- pH (CaCl_2 bzw. H_2O)
- Leitfähigkeit [μS]
- Gesamtkohlenstoff, org. und anorg. Kohlenstoff [%]
- Gesamtstickstoff [%]
- doppellactatlösliches Phosphor und Kalium [g/kg Boden]

3.3 EDV

3.3.1 Multivariate Analysen

Um die Beziehungen zwischen Vegetationsaufnahmen bzw. Arten und abiotischen Standortparametern (oder zeitlichen Gradienten) herauszuarbeiten, wurden verschiedene multivariate Analyseverfahren verwendet. Die Verfahren sind in der Lage, unabhängig vom Bearbeiter und in reproduzierbarer Weise Datensätzen innewohnende Beziehungsmuster zu identifizieren und eine relative Rangordnung bezüglich der Bedeutung der Standortparameter aufzustellen, mit denen sich die Datensätze (varianzanalytisch) trennen lassen. Sie „ordnen“ also Arten bzw. Vegetationsaufnahmen (Pflanzengemeinschaften) entlang von abstrakten oder konkreten Faktorengradienten. In sog. „Ordinationsdiagrammen“ lassen sich die Beziehungsstrukturen nach vorangegangener Reduktion der Analysedaten grafisch darstellen.

Für die ursprünglichen Verfahren und deren Weiterentwicklungen werden verschiedene Bezeichnungen wie „Komponentenanalysen“ oder „Korrespondenzanalysen“ verwendet. Da den folgend beschriebenen Analysen die gleiche Methodik zu Grunde liegt, sollen diese hier GLAVAC (1996) folgend summarisch als „Ordinationen“ bezeichnet werden.

Ordinationen liefern selbst keine quantitativen Ergebnisse und keine Kausalzusammenhänge, welche jedoch in weitergehenden Verfahren der beschreibenden und schließenden Statistik gewonnen werden können (RINK 1999). Insofern sind sie – wie auch die klassische „Tabellenarbeit“ – nur ein Hilfsmittel zum Verständnis von Zusammenhängen innerhalb komplexer Datenstrukturen.

Grundprinzipien multivariater Analysemethoden

Allen Ordinationen geht die Erstellung einer *Ähnlichkeitsmatrix* voraus, in der die (Un-) Ähnlichkeiten oder *Distanzen* aller Aufnahmen eines Datensatzes in Bezug auf ihren Besatz mit Pflanzenarten untereinander dargestellt sind. Stellt man diese Matrix mathematisch-räumlich dar, so besitzt sie gerade so viele Dimensionen, wie Arten vorhanden sind; d. h. n Arten spannen als Achsen einen n -dimensionalen Raum auf. (Umgekehrt lassen sich auch Arten in einem durch n Aufnahmen – als Achsen – aufgepannten „Hyperraum“ darstellen.)

Im n -dimensionalen Artenraum sind die Vegetationsaufnahmen nicht gleichmäßig verteilt. Ähnliche Aufnahmen, also solche mit einem ähnlichen Pflanzenbesatz, bilden vielmehr Punkteschwärme, die sich zu Gruppen zusammenfassen lassen. Das Ziel der Ordination besteht darin, (Arten-) Achsen zu identifizieren, mit denen diese Punktwolken korrespondieren (korrelieren) .

Um die Anzahl von Achsen auf ein dar- und vorstellbares Maß zu reduzieren, wird anschließend eine sog. *Eigenvektoranalyse* durchgeführt. Verfahrensspezifisch geht dabei ein Teil der ursprünglichen Information verloren. Es werden

- alle Arten (Achsen) eliminiert, die nicht zu einer hohen Unähnlichkeit zwischen den Vegetationsaufnahmen beitragen,
- alle Arten (Achsen) beseitigt, die nur überflüssige Information liefern (z. B. in mehreren Aufnahmen den selben Bedeckungswert besitzen) und
- hoch miteinander korrelierte Arten (Achsen) zusammengefasst.

Die neu berechneten Achsen, *Hauptachsen* genannt, ersetzen die ursprünglichen Achsen; sie stellen Linearkombinationen der ursprünglichen Pflanzenarten dar und spannen den Bezugsraum auf, in dem die Aufnahmen jetzt dargestellt werden. Die Hauptachsen werden nach ihrem Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz des Datensatzes hierarchisch geordnet. D. h., die erste Hauptachse kann den relativ größten Anteil der Gesamtvarianz erklären; sie besitzt den höchsten *Eigenwert*. Die zweite Achse liefert den relativ zweitgrößten Anteil an der Varianz; sie hat den zweitgrößten Eigenwert und steht im Ordinationsdiagramm rechtwinklig auf der ersten Achse, so dass die ersten beiden Hauptachsen die Ordinationspunkte (Aufnahmen) maximal aufspannen (vgl. Abb. 16). Die tatsächlichen Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den als Punkten dargestellten Objekten (Aufnah-

men) werden in den Ordinationsdiagrammen möglichst genau wiedergegeben. D. h. je weiter zwei Punkte voneinander entfernt sind, desto unähnlicher sind die zugehörigen Aufnahmen. In Ordinationsdiagrammen sind also die bestehende Datenstruktur in vereinfachender Weise zusammengefasst wiedergegeben. Hierbei wird versucht, den auftretenden Datenverlust zu minimieren und die gegebenen Ähnlichkeitsbeziehungen möglichst genau abzubilden.

Zusätzlich zu den Aufnahmen („site scores“) können in den Diagrammen auch die Pflanzenarten („species scores“), dargestellt werden (vgl. SMILAUER 1992). Diese Option sogenannter „biplots“ entsteht daraus, dass die Hauptachsen als Linearkombinationen der Arten von diesen in Abhängigkeit von ihrer Bedeutung (Art und Ausmaß der Varianz, die sie im Datensatz hervorrufen) gleichermaßen „geladen“ werden (HAKES 1996). Dargestellt werden die Arten in Form von Vektoren vom Koordinatenursprung aus. Die Vektoren zeigen in Richtung der maximalen Variation der betreffenden Art im Datensatz, ihre Länge entspricht der Größe der Variation. So zeigt ein langer Artvektor, der in die Richtung eines Punkteschwarmes weist, darauf hin, dass diese Art für die betreffenden Aufnahmen bedeutsam ist bzw. sie von anderen Aufnahmen dadurch unterscheidet.

In Abbildung 16 ist schematisch die Vorgehensweise für indirekte multivariate Ordinationen veranschaulicht.

Direkte und indirekte Korrespondenzanalysen

Im Gegensatz zu den soeben beschriebenen Verfahren der indirekten Ordination, bei der der Betrachter ökologische Zusammenhänge allein auf Grund der Anordnung der Aufnahmen und Artvektoren herstellen muss, werden bei der direkten Ordination die zu den Vegetationsaufnahmen gehörigen Standortdaten als Variablen mit in die Analyse einbezogen. Sie erscheinen analog zu den Arten als Vektoren. Anhand der Richtung, der Länge und der Lage der Standortvektoren zu den Hauptachsen der Ordination lassen sich Tendenzen in Hinsicht auf die Pflanzenbestände ablesen und die Bedeutung der einzelnen Umweltfaktoren abschätzen.

In der vorliegenden Arbeit wurden indirekte Hauptkomponentenanalysen (Principal Component Analysis) bei der Auswertung der Nutzungssimulationen (Kap. 4.3) verwendet. Die einzige Variable ist in diesem Fall die Zeit unter verschiedenen Nutzungsbedingungen; die zeitliche Varianz wird dabei im Ordinationsdiagramm in der Regel durch die erste Achse aufgezeigt. NAGEL & BEIER-KUHNLEIN (1999) weisen darauf hin, dass die PCA lineare Beziehungen bezüglich der Reaktion von Pflanzenarten auf Umweltparameter voraussetzt, diese jedoch meist nicht gegeben seien. Allerdings könne dieser Fehler vernachlässigt werden, wenn der untersuchte Umweltbereich eng begrenzt ist. Diese Situation war in den Nutzungsversuchen in besonderer Weise gegeben, da immer nur Vegetationsaufnahmen des gleichen Vegetationstyps unter verschiedenen Nutzungsregimes miteinander verglichen wurden.

Kanonische Korrespondenzanalysen (Canonical Correspondence Analysis) wurden als direkte Ordinationsverfahren zur Analyse der Beziehungen zwischen gemessenen Standortparametern und Pflanzenbeständen entlang von Gradienten verwendet (s. Kap. 4.4). Direkte und indirekte Analysen wurden mit den Computerprogrammen MULVA-5 (WILDI & KRÜSI 1993, WILDI & ORLÓCI 1996) und CANOCO (Ver. 2.1 ter BRAAK 1988) / CANODRAW (Ver. 3.0, SMILAUER 1992) durchgeführt.

Einbezogene Daten

Die Auswahl der Parameter, die in die Ordinationen mit einbezogen wurden, erfolgte auf der Basis der standörtlichen Untersuchungsergebnisse (s. hierzu Kap. 4.2.2 und 4.2.3).

■ Vegetation

Bei den Schätzwerten, die in der modifizierten Aufnahmeskala nach LONDO (1975 u. 1984; s.o.) aufgenommen wurden, handelt es sich um ordinalskalierte Daten. Für die Verwendung in multivariaten Analysen wurden die Bedeckungsklassen von .1, .2, .3, ... bis 11 in Ränge von 1-14 überführt. Um den Einfluss stark dominierender Arten im Bestand auf das Analyseergebnis abzuschwächen, fand z.T. eine Quadratwurzeltransformation der Daten statt (s. Kap. 4.3.2, Phalaridetum arundinaceae).

Die Daten zur Bewirtschaftung sind nominalskaliert. Die drei realisierten Bewirtschaftungsformen „keine Nutzung“, „Mähweide“ und „reine Weide“ wurden als separate Merkmale jeweils mit dem Wert 0 oder 1 für die Zugehörigkeit der entsprechenden Vegetationsaufnahme versehen.

Inwieweit ein Standort direkt von den Wasserstandsbewegungen der Elbe betroffen wird, d.h. in welchem Maße Hochwässer unbehindert zu- und wieder abfließen können, beschreibt das Merkmal „Isolation vom Wasserstandsregime“. An Hand der spezifischen Lage der Aufnahmestandorte im Deichvorland wurden drei Ränge vergeben:

- **1** = nicht isoliert: Standorte direkt an der Elbe und an Flutrinnen, die ungehindert die volle Wasserstandsdynamik der Elbe nachzeichnen (direkt am Elbufer und an mit der Elbe verbundenen, perennierenden Flutrinnen gelegene Standorte, von denen das Wasser bei Zurückgehen eines Hochwassers sofort und ungehindert wieder abfließen kann; auch höhergelegene Flächen im DV)
- **2** = mäßig isoliert: Standorte abseits des Elbufers in schwacher Senkenlage, aus der das Wasser bei Zurückgehen eines Hochwassers verzögert, jedoch relativ rasch abfließt – keine dauerhafte Überstauung, Abfluss nur bei niedrigen Wasserständen zunehmend behindert
- **3** = stark isoliert: Standort in ausgesprochener Senkenlage mit schon bei höheren Wasserständen verzögertem Wasserabfluss und langanhaltender Überstauung.

Analog zur Isolation wurden auch für die Strömungsexposition der Standorte Ränge vergeben:

- **1** = schwache Exposition: Standorte abseits des Elbufers (Flächen, Geländehohlformen, Altwasser) ohne ausgesprochene Durch-/Überströmung
- **2** = mäßige Exposition: direkt am Elbufer gelegen, jedoch auf der strömungsabgewandten Seite der Bühnenköpfe und weitere Standorte mit baulichem Schutz; auch bei starken Hochwässern durchströmte deichnahe Flutrinnen
- **3** = starke Exposition: direkt am Elbufer gelegen, auf der strömungszugewandten Seite der Bühnenköpfe, und weitere Standorte ohne baulichen Schutz

Für die Beschreibung der Korngrößenzusammensetzung im Oberboden wurden der Ton-, Sand- und Schluffgehalt der Oberbodenproben herangezogen. Deren prozentualer Anteil entspricht dem Mittelwert ihrer Spannbreite im „Körnungsdreieck“ zur Klassifikation der Feinbodenanteile (vgl. ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK 1998).

3.3.2 Geografisches Informationssystem (GIS)

Geografische Informationssysteme (GIS) werden heute in zahlreichen Anwendungsbereichen als Werkzeuge zur Integration von räumlichen (geometrischen) und thematischen Merkmalen von Naturräumen eingesetzt (z. B. PETERS & HECKER 1996, SCHALLER & DANGERMUND 1991, SCHOLLE 1997, STERN 1993, WERNICKE & WEBER 1996). Sie eignen sich dazu, flächenbezogene Daten zusammenzustellen, effizient zu verwalten und auszuwerten. Durch die komplexe Kombination von Daten auf unterschiedlichen Aggregationsebenen ist es möglich, die Funktionalität von Landschaften oder Ökosystemen interdisziplinär zu bewerten (BLASCHKE 1996).

Einsatz des Geografischen Informationssystems

Innerhalb der vorliegenden Arbeit wurde das bei der Projektkoordination installierte GIS^{*2} insbesondere dazu verwendet,

- die Flächenanteile der rezenten Vegetationstypen des Untersuchungsgebiets darzustellen und auszuwerten,
- im Gelände aufgenommene standortbezogene Punktdaten mit verschiedenen Flächeninformationen (thematische Ebenen oder *layer*) zu einem Prognosemodell für die „Endgesellschaften“ der Grünlandsukzession im geplanten Rückdeichungsgebiet zu verknüpfen,

^{*2} verwendet wurde das Programmpaket ArcInfo/ArcView Ver.

- die Güte dieses Prognosemodells an Hand des Vergleichs der erwarteten und kartierten Vegetationsverteilung im rezenten Deichvorland zu prüfen sowie
- durch den Vergleich der Überflutungstoleranz der heutigen und der erwarteten Grünlandvegetation im Rückdeichungsgebiet die mögliche Intensität syndynamischer Veränderungen aufzuzeigen.

Einen Überblick über die durchgeführten Datenverknüpfungen gibt Abbildung 17. (Weitergehende Flächenanalysen, beispielsweise zum rezenten und prognostischen Ertragspotential des Grünlandes, der Eignung landwirtschaftlicher Teilschläge für verschiedene Bewirtschaftungsformen und mögliche Landnutzungsverteilungen finden sich bei GAUBMANN [2001a] und GAUBMANN & HEINKEN [2001].)

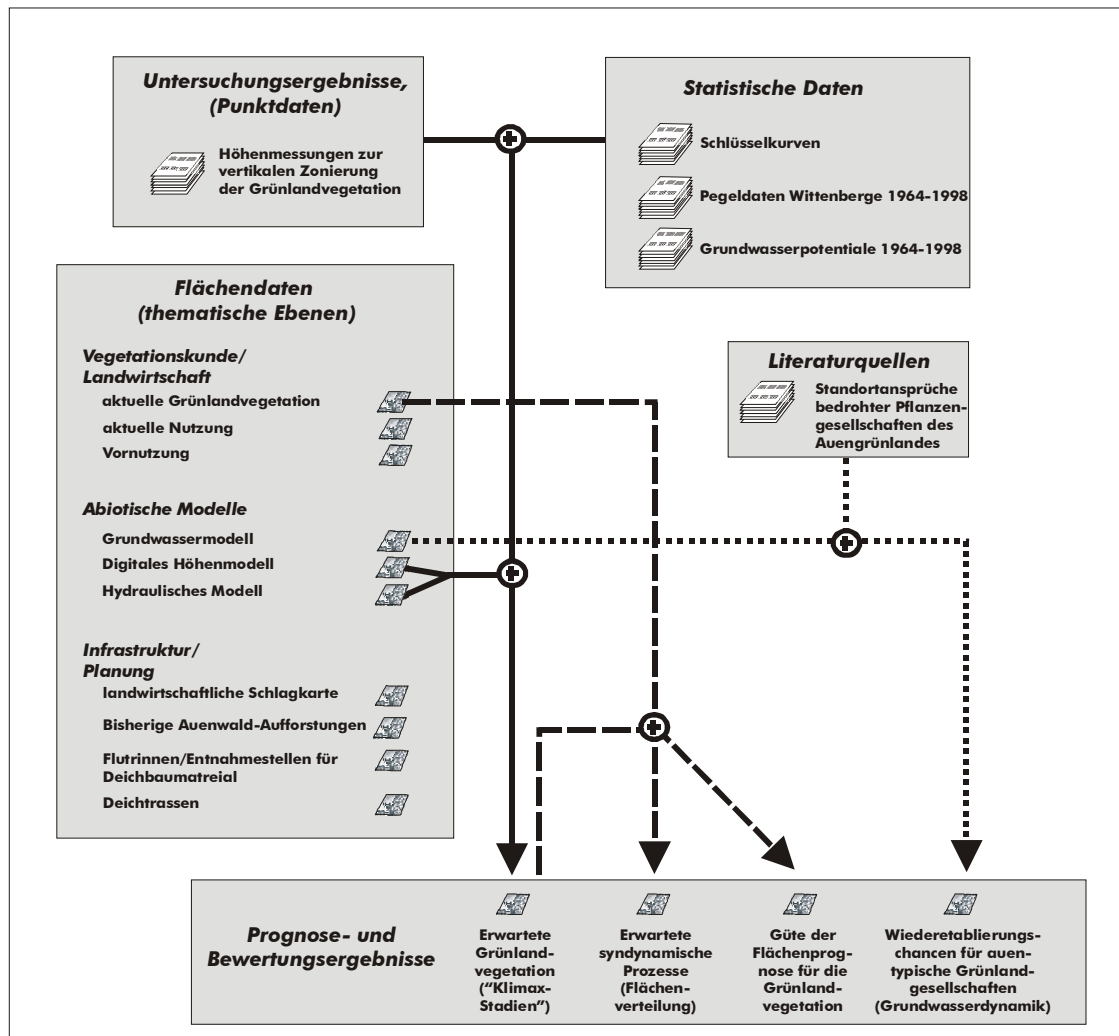


Abb. 17: Datenverknüpfungen im Geografischen Informationssystem.

4. Ergebnisse

4.1 Flora und Vegetation des Untersuchungsgebiets

4.1.1 Vorbemerkungen

Trotz der einschneidenden landwirtschaftspolitischen Veränderungen seit 1990 kann der Anteil Auengrünlandes an der Gesamtfläche des Graslandes in Ostdeutschland auch heute noch, wie bei SUCCOW (1983) beschrieben, mit etwa 16,6 % (209.000 ha) angenommen werden. Die noch in den 1950er bis 1960er Jahren vorhandene große Reichhaltigkeit von Grünlandtypen verschiedener Standorte ist nachfolgend weitgehend verschwunden. Sie wurde auf sämtlichen durch Hydromelioration und Umbruch nivellierbaren Standorten durch Saatgrasland ersetzt. Währenddessen ließ man nicht intensivierbare bzw. -würdige Standorte verbrachen (HUNDT & SUCCOW 1984).

Die umfassenden Veränderungen in der Bewirtschaftung von Grünland machten, trotz der Beeinträchtigungen, die durch Hochwässer auftreten können, auch vor den Auenstandorten der Elbe nicht halt (HUNDT 1996). WALTHER (1987) und REDECKER (1999a) betonen, dass die an der Unteren Mittelbe typischen und gefährdeten Grünlandbestände nur noch dort erhalten geblieben sind, wo traditionelle Nutzungsweisen noch heute praktiziert werden. Einschränkend in Bezug auf die Intensivierungsbestrebungen wirkte sich die räumliche Lage des Untersuchungsgebiets aus, das zwischen 1945 und 1989 an der Grenze von DDR und BRD lag.

Syntaxonomischer Vergleich

Um gebietsspezifische Besonderheiten herausarbeiten und die Grünlandbestände des Untersuchungsgebiets bewerten zu können, wurden die syntaxonomischen Einheiten einer größeren Anzahl von Aufnahmen gegenübergestellt, die im Rahmen aktueller Forschungsarbeiten im niedersächsischen Teil der Auen der unteren Mittelbe angefertigt wurden (HELLWIG 2000, REDECKER 1999b). Weiterhin dienen Vergleiche mit zeitlich weiter zurückliegenden Arbeiten (HUNDT 1958, 1963, 1977, 1983, 1987 u. 1996, PASSARGE 1960, WALTHER 1950, 1973, 1977a,b, 1983 u. 1987) der Dokumentation langfristiger Vegetationsverschiebungen im Auengrünland an der Mittelbe.

Vornutzung/jüngere Nutzungsgeschichte

Grünlandgesellschaften benötigen für ihre völlige Ausdifferenzierung eine Entwicklungsdauer von mindestens 20-50 Jahren (KAULE 1991). Entsprechend ist für die Interpretation der aktuell vorgefundenen Vegetation und ihrer Entwicklungsmöglichkeiten eine detaillierte Kenntnis der Nutzungsgeschichte der letzten Jahrzehnte unerlässlich. Im vorliegenden Fall geschah die Recherche durch Befragung der in der ehemaligen landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaft für den Pflanzenschutz und die Grünlandwirtschaft zuständigen Mitarbeiter (Moorholz 1994 und PESTER 1997) sowie eines langjährigen Bewirtschafters im Lütkenwischer Deichvorland (Schulz 1997).

Vegetationskartierung

Die Flächenanteile der Grünlandvegetation wurden auf der Basis der aufgestellten Vegetationseinheiten erfasst, wobei auf eigens für das Verbundprojekt angefertigte Luftbilder im Maßstab 1: 8.000 (KIRCHNER & WOLF 1996) zurückgegriffen werden konnte. Die Untergrenze einzeln darstellbarer Flächen lag bei ca. 20 x 20 m. Traten Vegetationseinheiten wiederholt in engräumigen Vergesellschaftungen auf, wurden diese als Komplexe kartiert. Dort, wo eine der Vegetationseinheiten stark dominierte und weitere nur vereinzelt und kleinflächig zu dieser hinzutraten, wurde in der Karte nur die dominante Einheit dargestellt. Die nachfolgend digitalisierten Flächendaten wurden mit Hilfe des projektinternen Geografischen Informationssystems verwaltet, in die Vegetationskarte umgesetzt und die Flächenanteile der kartierten Vegetationstypen ermittelt.

4.1.2 Floristisches Inventar

In Untersuchungsgebiet konnten zwischen 1997 und 1999 insgesamt 390 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen werden (s. Tab. A-2 im Anhang), davon 138 Arten im Deichvorland. Nach ELLENBERG et al. (1991) können 31 der festgestellten Arten als solche mit einem kontinentalen bzw. subkontinentalen Verbreitungsschwerpunkt und weitere 25 Arten als solche mit vorwiegend atlantischer bzw. subatlantischer Verbreitung angesprochen werden (vgl. MEUSEL et al. 1965, 1978), was die Übergangstellung der unteren Mittelelbe zwischen dem subkontinentalen und dem subatlantischen Klimabereich betont (s. Tab. 7). Ein beträchtlicher Teil der Arten weist in ihrem Vorkommen eine enge Bindung an Stromtäler auf. Diese Arten sind in besonderer Weise an die Standortbedingungen der Auen angepasst, da ihre Diasporen vorzugsweise hydrochor verbreitet werden. Sie sind vielfach in der Lage, durch Überflutungen vegetationsfrei hinterlassene Pionierstandorte effektiv zu besiedeln und sind gut an die Klimamerkmale der Flussauen – wärmere Sommer und mildere Winter als in deren Umland – adaptiert (vgl. BRANDES & SANDER 1995, FISCHER 1996, MÜLLER-STOLL 1955). Ein Drittel der Stromtalarten tritt regelmäßig im Grünland auf, bei den restlichen Arten handelt es sich in der Mehrzahl um Elemente der flussbegleitenden Röhrichte und Annuellenfluren der Ufer.

Der überwiegende Anteil der typischen Auengrünlandarten kommt entweder ausschließlich im Deichvorland oder im Deichhinterland vor. Nur wenige dieser Arten konnten vor- und hinterdeichs vorgefunden werden.

Das alleinige Vorkommen im Deichvor- oder Hinterland kann verschiedene Ursachen haben; hierunter haben der Bodenwasserhaushalt und das Nährstoffdargebot die größte Bedeutung. Kommt eine Art nur außendeichs vor, kann dies darin begründet sein, dass sie nur unter den dort vorherrschenden Überflutungsbedingungen und sehr großen Grundwasserschwankungen ausreichend konkurrenzstark ist (z. B. *Rumex thyrsiflorus*). Umgekehrt kann das ausschließliche Vorkommen bindendeichs darauf hindeuten, dass eine Art nur geringere Grundwasseramplituden und keine Überstauung zu tolerieren vermag (z. B. *Allium scorodoprasum*). Bei diesen Arten handelt es sich häufig um solche des natürlichen Auenrandes (vgl. Kap. 4.2).

Tab. 7: Im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Gefäßpflanzenarten mit vorwiegend (sub-)atlantischem bzw. (sub-)kontinentalem Verbreitungsschwerpunkt oder typische Stromtalpflanzen (nach FISCHER 1996 und MÜLLER-STOLL 1955). Es bedeuten: **Bbg** - Brandenburg, **SAh** - Sachsen-Anhalt, **Nds** - Niedersachsen, **MV** - Mecklenburg-Vorpommern)

Pflanzenart	Verbreitungsschwerpunkt		Stromtalpflanze	im Grünland i.w.S. vorkommend		Gefährdung Rote Liste-Status)			
	atl./subatl.	kont./subkont.		Deichvorland	Deichhinterland	Bbg	SAh	Nds	MV
<i>Alchemilla xanthochlora</i>	x					1		3	1
<i>Alisma lanceolatum</i>	x			x		2			1
<i>Allium scorodoprasum</i>			x		x			3F	
<i>Anchusa arvensis</i>		x							
<i>Anthriscus caucalis</i>	x							2	3
<i>Arctium nemorosum</i>	x								
<i>Arctium tomentosum</i>		x							
<i>Artemisia annua</i>		x	x						
<i>Asparagus officinalis</i>		x							
<i>Barbarea stricta</i>		x	x	x	x				
<i>Bellis perennis</i>	x			x	x				
<i>Bidens frondosa</i>			x	x	x				
<i>Bolboschoenus maritimus</i>			x						
<i>Bromus inermis</i>		x			x				
<i>Bromus tectorum</i>		x							
<i>Calamagrostis epigejos</i>		x							
<i>Cardamine parviflora</i>		x	x			3	1	4	0
<i>Carex arenaria</i>	x				x				

(Fortsetzung nächste Seite)

Pflanzenart	Verbreitungsschwerpunkt		Stromtalpflanze	im Grünland i.w.S. vorkommend		Gefährdung (Rote Liste-Status)				
	atl./subatl.	kont./subkont.		Deichvorland	Deichhinterland	Bbg	SAh	Nds	MV	
Carex brizoides		x	x							
Carex otrubae	x				x		3			
Carex praecox		x	x	x			3	3	1	
Cerastium dubium		x	x	x		3	4	4		
Cerastium pallens			x	x		?				
Chaerophyllum bulbosum			x							
Chenopodium bonus-henricus	x									
Chenopodium hybridum		x						3		
Chenopodium rubrum		x								
Cnidium dubium		x	x	x	x	2	2	2	1	
Corrigiola litoralis	x		x			2	3	3F	2	
Cruciata laevipes	x		x							
Cuscuta europaea			x							
Cucubalus baccifer			x			1	3	2	1	
Descuriania sophia		x								
Dipsacus sylvestris			x							
Epilobium obscurum	x					3	2		G	
Eryngium campestre			x	x	x			3F	2	
Euphorbia palustris		x	x			2	3	3F	1	
Galeopsis speciosa		x						3		
Galium boreale		x		x		3		2	3	
Heracleum sphondylium	x				x					
Hieracium caespitosum		x			x	2	3		2	
Hordeum secalinum	x		x				2	2	1	
Hottonia palustris			x			3	3			
Hypericum hirsutum			x							
Inula britannica			x	x		3	3	3F	3	
Leonurus marrubiastrum		x	x				2	3	2	
Lepidium ruderales		x								
Limosella aquatica			x			3	3	3F	3	
Lotus uliginosus	x				x					
Mentha pulegium			x	x		3	2	2	1	
Montia fontana ssp. chondrosperma	x					2	2	3F	2	
Oenanthe fistulosa	x				x	3	2	3	2	
Papaver argemone	x									
Poa bulbosa		x						2	1	
Populus nigra		x				1	1	3		
Pulicaria vulgaris			x			3	2	2F	2	
Rorippa amphibia		x								
Rorippa austriaca		x	x							
Rosa vosagiaca	x					3		3	3	
Rumex sanguineus	x						3			
Rumex stenophyllus		x	x							
Rumex thyrsoiflorus		x	x	x						
Saxifraga granulata	x		x		x		3	2		
Scutellaria hastifolia		x			x	2	2	2	1	
Senecio aquaticus	x		x			3	3	3	2	
Senecio vernalis		x								
Silaum silaus	x		x			3	3	2	1	
Stellaria palustris		x		x	x	3	3			
Teucrium scordium			x			2	1	2F	2	
Thalictrum flavum			x				3	3	2	
Veronica agrestis	x							3		
Vicia tenuissima	x				x					
Viola stagnina	x		x			2	2	2F	1	
Xanthium albinum			x							
Anzahl	(74)	25	31	36	15	17	26	28	33	29

Es konnten insgesamt 60 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen werden, die nach der Roten Liste des Landes Brandenburg (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG 1993) als gefährdet eingestuft werden. Davon haben 29 ihren Verbreitungsschwer-

punkt im Grünland. Einer vom Aussterben bedrohten Art (*Alchemilla xanthochloa*) stehen dabei sechs stark gefährdete und 22 gefährdete gegenüber. Die meisten dieser Arten kommen nur sporadisch im Untersuchungsgebiet vor. Währenddessen sind nennenswerte Vorkommen nur für *Cnidium dubium*, *Inula britannica*, *Lychnis flos-cuculi* und *Stellaria palustris* zu verzeichnen.

4.1.3 Pflanzengesellschaften

Der Begriff **Grünlandvegetation** soll im folgenden in seinem weiteren Sinne verstanden werden und neben dem eigentlichen Wirtschaftsgrünland auch Röhrichte umfassen, die in der Aue der Elbe in Wiesen und Weiden eingestreut vorkommen und enge synökologische und synsoziologische Beziehungen zu diesen unterhalten.

Insgesamt wurden durch die Teilprojekte Landwirtschaft und Vegetationskunde während der Projektzeitlaufzeit im Untersuchungsgebiet und angrenzenden Flächen auf der niedersächsischen Elbeseite 392 pflanzensoziologische Aufnahmen in Grünland und Röhrichten angefertigt und syntaxonomisch gegliedert; davon entfallen 149 Aufnahmen (Vegetationstabellen A-3 bis A-5 im Anhang) auf vordeichs und 243 auf hinterdeichs liegende Fläche (vgl. HELLWIG 2000). Die Aufnahmen wurden im Wirtschaftsgrünland i.e.S. (V Arrhenatherion und V Cynosurion) vier, bei den Flutrasen fünf und den Röhrichten neun Vegetationseinheiten auf Assoziationsniveau zugeordnet.

In den synthetischen Übersichtstabellen (Tab. 8-10) und den differenzierten Vegetationstabellen A-3 bis A-5, auf die im folgenden Bezug genommen wird, sind die Vegetationseinheiten des Deichvorlandes durch den Autor unabhängig von den Beständen des Deichhinterlandes syntaxonomisch gegliedert worden und werden im Kontrast zur Hinterdeichsvegetation (HELLWIG 2000) diskutiert. Diese Vorgehensweise betont zum einen die Wichtigkeit der überflutungsgeprägten Vegetation des Deichvorlandes für die Prognose der Vegetationsentwicklung nach der Deichrückverlegung, andererseits erleichtert sie den Vergleich zwischen beiden Teilen des Untersuchungsgebiets. Die Vegetationsaufnahmen von den Dauerbeobachtungsflächen, die im ersten Untersuchungsjahr (1997; Ausgangszustand) angefertigt wurden, sind den Einheiten hinten an gestellt.

Gesellschaften des wechselfeuchten bis wechselfrischen Grünlandes (Grünland i.e.S.)

(s. Tabelle 8 und ausführliche Vegetationstabelle A-3 im Anhang)

Das wechselfeuchte bis wechselfrische Wirtschaftsgrünland nimmt wie im Deichhinterland so auch im Deichvorland des Untersuchungsgebiets den größten Flächenanteil ein (vgl. Kap. 4.1.4). Es bestehen auffällige Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen beiden Bereichen, die in der Hauptsache den unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen, Überflutungen und stark schwankender Grundwasserspiegel im Deichvorland (vgl. Kap. 4.2) und fehlende Überflutung sowie Hydromelioration im Deichhinterland, geschuldet sind.

Die Nutzung der Bestände findet in der Regel als Mähweide statt; ausnahmsweise werden die Schläge zeitweise als reine Weide genutzt (vgl. Kap. 4.1.5 und 4.3). Dem einheitlichen Nutzungsregime entsprechend stellt sich die Grünlandvegetation recht uniform dar. Es lassen sich im Deichvorland zwei (*Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori* und *Elytrigia repens-Alopecurus-pratensis*-Gesellschaft) und im Deichhinterland drei (*Dauco-Arrhenatheretum elatioris*, *Lolio-Cynosuretum cristati* und *Elytrigia repens-Alopecurus-pratensis*-Gesellschaft) Vegetationseinheiten auf Assoziationsniveau nachweisen.

Tab. 8: Synthetische Übersicht über die Grünlandgesellschaften i.e.S

laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8
Anzahl der Aufnahmen	3	6	6	4	9	6	5	15
mittl. Artenanzahl	9,3	14,5	18,0	18,8	15,1	11,7	12,6	10,7
AC/D:								
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	V ¹⁻³	V ²⁻³	V ¹⁻²	V ¹⁻²	V ²	V ⁺¹	V ¹⁻²	I ⁺
D-Subass. von:								
<i>Agrostis capillaris</i> agg.	V ²⁻⁴	V ¹⁻³	V ²⁻³	V ³⁻⁴	V ¹⁻³	I ¹	II ¹	.
D-Variante von:								
<i>Leontodon autumnalis</i>	IV ¹	V ¹⁻²	IV ¹	V ⁺¹	II ⁺	.	II ⁺	I ⁺
<i>Bromus hordeaceus</i>	V ¹	V ⁺²	III ¹⁻²	V ²
<i>Achillea millefolium</i> agg.	IV ¹	IV ⁺¹	V ¹	V ⁺¹	I ¹	.	II ²	.
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	V ⁺¹	V ¹⁻²	II ¹	.	II ⁺	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	II ¹	V ⁺¹	III ⁺	III ⁺¹
D-Ausbildung mit:								
<i>Lolium perenne</i>	II ¹	V ⁺³
<i>Cerastium pallens</i>	.	V ⁺¹	I ¹
D-Subvariante von:								
<i>Erophila verna</i>	.	.	V ²	V ²	.	I ⁺	II ¹	.
<i>Veronica arvensis</i>	.	.	V ¹⁻²	V ²	.	.	II ⁺	.
<i>Cerastium pumilum</i>	.	.	V ⁺²	V ²
<i>Trifolium dubium</i>	.	.	V ¹⁻⁴	IV ¹⁻²
<i>Myosotis stricta</i>	.	.	IV ⁺¹	IV ⁺²
<i>Vicia tetrasperma</i>	.	.	V ¹	II ¹
D-Ausbildung mit:								
<i>Vicia lathyroides</i>	.	.	.	V ⁺¹
<i>Cerastium arvense</i>	.	.	.	IV ²
<i>Hypochoeris radicata</i>	.	.	.	IV ⁺¹
D-Variante von, Subass. von:								
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	I ⁺	.	V ⁺²	V ⁺²	.	III ⁺²
<i>Vicia cracca</i>	V ⁺²	I ¹	.	I ¹
<i>Achillea ptarmica</i>	V ⁺¹	.	.	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	IV ¹⁻²	.	.	.
D-Ges.:								
<i>Elytrigia repens</i>	IV ²	V ¹	III ¹	IV ¹⁻²	V ¹⁻⁴	V ¹⁻⁴	V ¹⁻⁴	V ³⁻⁴
<i>Alopecurus pratensis</i>	IV ²	V ¹	V ¹⁻²	V ¹	V ¹⁻²	V ¹⁻²	V ¹⁻²	V ¹⁻²
KC, OC & VC Mol.-Arrh.:								
<i>Poa pratensis</i> s.l.	IV ¹⁻²	V ¹⁻²	V ⁺²	IV ⁺²	IV ¹⁻³	V ¹⁻²	V ¹⁻³	I ¹
<i>Trifolium repens</i>	IV ¹⁻²	V ¹⁻²	V ⁺³	III ⁺¹	V ¹⁻²	V ¹	V ⁺¹	I ⁺
<i>Poa trivialis</i>	II ⁺	V ⁺¹	III ⁺²	.	.	IV ¹⁻²	II ¹	III ⁺²
<i>Cnidium dubium</i>	II ¹⁻²	I ⁺	.	.
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	I ¹	II ¹
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	.	III ⁺¹	I ⁺	.	.	.
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	I ⁺	.	.	I ⁺	.	.
Begleiter:								
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	IV ¹	IV ⁺¹	V ¹	IV ¹	V ⁺¹	IV ⁺¹	III ¹	III ⁺¹
<i>Phalaris arundinacea</i>	III ⁺²	III ¹	II ¹⁻²	V ¹⁻³
<i>Poa palustris</i>	III ¹⁻²	II ²⁻³	II ²	V ¹⁻³
<i>Ranunculus repens</i>	IV ⁺¹	III ¹	II ²	III ¹
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	.	.	III ⁺¹	II ⁺	.	I ⁺	IV ⁺¹	II ⁺¹
<i>Plantago intermedia</i>	II ⁺¹	II ⁺	II ¹	III ⁺¹
<i>Rorippa sylvestris</i>	II ⁺¹	.	III ¹	III ⁺¹
<i>Potentilla reptans</i>	II ¹	I ²	IV ¹⁻²	I ⁺¹
<i>Rorippa palustris</i>	.	.	III ⁺	II ⁺	III ¹⁻²	III ¹⁻²	III ⁺¹	.
<i>Matricaria maritima</i>	II ⁺¹	II ¹	III ⁺¹
<i>Polygonum amphibium</i>	I ⁺	III ⁺¹	III ⁺¹
<i>Urtica dioica</i>	I ²	II ¹	III ¹⁻³
<i>Fallopia convolvulus</i>	.	II ¹⁻²	I ¹	.	.	I ²	II ²	.
<i>Inula britannica</i>	II ¹⁻²	I ¹	III ¹⁻²	II ⁺¹
<i>Galium verum</i>	II ¹	I ²	III ⁺¹	II ¹	I ⁺	I ¹	.	.
<i>Symphytum officinale</i> agg.	II ⁺²	.	.	I ⁺
<i>Lysimachia nummularia</i>	III ¹⁻²	.	.	.
<i>Rumex crispus</i>	II ⁺	II ⁺¹
<i>Cerastium dubium</i>	II ⁺¹
<i>Phleum pratense</i>	I ⁺
<i>Agrostis canina</i>	I ⁺
<i>Stellaria graminea</i>	.	.	III ²
<i>Euphorbia esula</i>	I ¹	.	II ¹	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	III ¹	I ⁺
<i>Trifolium hybridum</i>	II ¹	.	.	.

Nr. 1-7: Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori Walther ap. R. Tx. & Th. Müller ex Walther 1977

Nr. 1-5: Subass. von *Agrostis capillaris*

Nr. 1-4: Variante von *Leontodon autumnalis*

Nr. 1-2: trennartenlose Subvariante

Nr. 1: trennartenlose Ausbildung

Nr. 2: Ausbildung mit *Lolium perenne*

Nr. 3-4: Subvariante von *Erophila verna*

Nr. 3: trennartenlose Ausbildung

Nr. 4: Ausbildung mit *Vicia lathyroides*

Nr. 5: Variante von *Glechoma hederacea*

Nr. 6-7: trennartenlose Subass.

Nr. 6: Variante von *Glechoma hederacea*

Nr. 7: trennartenlose Variante

Nr. 8: *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft

außerdem im Deichhinterland (vgl. HELLWIG 2000):

Ass: *Dauco-Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. 1915

Ass.: *Lolio-Cynosuretum cristati* Br.-Bl. & de Leeuw 1936 nom. inv.

▪ **Leucanthemo-Rumicetum (Tab. 8, Sp. 1-7 u. Tab. A-3, Sp. 1-39) und Dauco-Arrhenatheretum elatioris**

Die Gesellschaft der Wiesenmargerite (*Leucanthemum vulgare*) und des Straußblütigen Ampfers (*Rumex thyrsiflorus*) besiedelt ausschließlich mittlere bis hohe, wechselfrische Lagen des Deichvorlandes, die nur bei stärkeren Hochwässern bzw. nur kurzzeitig überflutet werden. Im Deichhinterland kommt diese Assoziation nicht vor.

Die Assoziation zeigt typischerweise starke phänologische Veränderungen im Laufe der Vegetationsperiode: Während im ersten Aufwuchs Mittel- und Obergräser wie *Alopecurus pratensis*, *Elytrigia repens*, *Poa trivialis* und *Agrostis capillaris* agg. und je nach Lückigkeit der Pflanzengemeinschaft auch verschiedene Therophyten, z. B. *Cerastium* spp., *Myosotis stricta* u.a., bestandsprägend sind, wird das Bild im zweiten Aufwuchs von *Rumex thyrsiflorus* und *Leontodon autumnalis* dominiert. *Leucanthemum vulgare* konnte während der gesamten Untersuchungsdauer nur vereinzelt im Deichvorland beobachtet werden.

Es lassen sich zwei Subassoziationen unterscheiden: Die Subass. von *Agrostis capillaris* agg. (Tab. 8, Sp. 1-5) vertritt dabei die hoch und mittelhoch gelegenen Standorte innerhalb der Gesellschaft und die artenärmere kannartenlose Subass. (Tab. 8, Sp. 6-7) die tieferen Standorte, letztere geht in die *Elytrigia repens*-*Alopecurus-pratensis*-Gesellschaft über.

Innerhalb der Subass. von *Agrostis capillaris* lassen sich zwei ebenfalls durch ihre Höhenlage unterscheidbare Varianten beschreiben, von denen sich die Variante von *Leontodon autumnalis* auf die höchsten Standorte des zentralen Plateaus im Lütkenwischer Deichvorland sowie der Uferrhnen (sandigere Substrate) beschränkt. Letztere Variante bewächst ebenfalls die hochwassersicheren Teile der Deichkrone und zeigt dort Anklänge an die Halbtrockenrasen (Diantho-Armerieten).

Auffällig ist die erheblich höhere Artenanzahl der Dauco-Arrhenathereten des Deichhinterlandes (vgl. HELLWIG 2000) mit durchschnittlich 24 gegenüber nur 14,5 der Leucanthemo-Rumiceten. Nach POTT (1995) ersetzt das Leucanthemo-Rumicetum das Dauco-Arrhenatheretum auf kurzfristig staunassen, sandigen Auenlehmen des Flussschlauches. Beide Bestandstypen sind typische Mahdgesellschaften. Sie zeichnen sich im Untersuchungsgebiet durch die gleiche Vegetationsstruktur aus dominierenden Obergräsern und einem hohen Anteil, z. gr. T. annueller, Kräuter aus. Das überflutungstolerante Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris* agg.) beherrscht die Bestände ähnlich wie der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), der, wie eine Vielzahl hochsteter Arten der Arrhenathereten, im Vorland allenfalls sporadisch anzutreffen ist (WALTHER 1973).

Gegenüber den Aufnahmen von WALTHER (1977, durchschnittlich 24-29 Arten) und REDECKER (1999b, durchschnittlich 25 Arten) erscheinen die Leucanthemo-Rumiceten des Untersuchungsgebiets außerordentlich artenarm. WALTHER (ebd.) schreibt der Nutzung, die typischerweise in einer zweischürigen Mahd besteht, den größten Einfluss auf die Bestände zu, während standörtliche Unterschiede seine Subassoziationen kennzeichnen. Die hiesige Variante von *Leontodon autumnalis* kann WALTHERs Subass. von *Ranunculus bulbosus* zugeordnet werden. Alle weiteren Untereinheiten sind überwiegend mit der Subass. von *Lysimachia nummularia* bei diesem Autoren vergleichbar, die bei ihm zu den Flutrasen überleitet und durch das schwache Auftreten von Arten wie *Lysimachia nummularia*, *Plantago intermedia* oder *Cnidium dubium* gekennzeichnet ist. Besonders die ausdrücklich mahdangepassten Grünlandarten, darunter *Leucanthemum vulgare*, *Ranunculus bulbosus*, *Cnidium dubium*, *Lychnis flos-cuculi* oder *Campanula patula*, konnten mit Ausnahme von *Cnidium*, trotz ihres großen Verbreitungspotentials im Untersuchungsgebiet nur vereinzelt bzw. gar nicht beobachtet werden.

REDECKER (1999a) stellt den besonderen naturschutzfachlichen Wert des Leucanthemo-Rumicetum heraus, der sich nicht allein aus seinem großen Artenreichtum ergebe, sondern auch durch das stete Vorkommen einer Reihe gefährdeter Arten, wie *Viola stagnina* (syn. *V. persicifolia*), *Veronica longifolia*, *Serratula tinctoria*, *Galium boreale*, *Scutellaria hastifolia* u. a., die an der unteren Mittelbe besonders in feuchteren Ausprägungen dieser Gesellschaft mit Übergängen in die Brenndoldenwiesen (*Cnidion*) zu finden sind.

HELLWIG & KUNITZ (1999) führen die großflächige Mähweidenutzung als Hauptursache für die ebenfalls schwache pflanzensoziologische Ausprägung der Dauco-Arrhenathereten an. Diese werden besonders im Bereich des sog. „Dreifeldversuchs“ (vgl. SCHUBERT & SCHWARTZ 1997) im zentralen Untersuchungsgebiet sichtbar, wo sich auf Dauermahdflächen und -brachen der *Arrhenatherum elatius* zur dominierenden Art geworden ist, während andere trittempfindliche Vertreter dieser Gesellschaft vollständig verschwinden. Allerdings wird auf Grund der eigenen dort durchgeführten Untersuchungen diese Auffassung nicht ohne weiteres gestützt, da auch auf den als Portionsweide genutzten Dauerweideparzellen innerhalb dieses Versuchs *Arrhenatherum* die Bestände häufig dominiert. Die temporäre Ackernutzung dieser Standorte kann deshalb als weitere Ursache für deren Vegetationszusammensetzung angenommen werden (vgl. Kap. 4.1.5).

Das *Leucanthemo-Rumicetum* und das *Dauco-Arrhenatheretum* sind aufgrund ihres Kräuterreichtums, mit Ausnahme Leguminosen-reicher – und somit eiweißreicher – Bestände, nicht so hoch einzuschätzen wie Bestände vom Typ der *Elytrigia repens-Alopecurus-pratensis*-Gesellschaft. Die grasreicheren ersten Aufwüchse übertreffen die zweiten Aufwüchse sowohl in ihrer Futterqualität als auch in der Phytomasse beträchtlich.

▪ ***Elytrigia repens-Alopecurus-pratensis*-Gesellschaft (Tab. 8, Sp. 8 und Tab. A-3, Sp. 40-54) und *Lolio-Cynosuretum cristati***

Elytrigia repens-Alopecurus-pratensis-Bestände leiten im Deichvorland von den *Leucanthemo-Rumiceten* zu den Rohrglanzgras-Röhrichten bzw. den Flutrasen über. Sie sind mit 10,7 Arten pro Aufnahme sehr artenarm (Dauerflächen: 5,0 !). Die wuchsstarken und dichtstehenden Obergräser (*Elytrigia repens*, *Alopecurus pratensis* und *Phalaris arundinacea*) überwachsen im Frühjahr die meisten anderen Arten rasch, so dass es nur den konkurrenzstarken Rispengräsern (*Poa* spp.), wenigen Therophyten und in tieferen Lagen Flutrasenarten gelingt, sich in höherer Stetigkeit in den Beständen zu etablieren. Auch im zweiten Aufwuchs bleibt diese Situation bestehen. An gestörten Stellen tritt die Große Brennessel (*Urtica dioica*) oft massenweise auf (Tab. A-3, Sp. 50 und 51).

Analog zu den *Dauco-Arrhenathereten* und den *Leucanthemo-Rumiceten* sind auch die Quecken-Fuchsschwanz-Bestände (auch das *Lolio-Cynosuretum*) hinterdeichs und vordeichs an ähnlichen Standorten zu finden. Sie vermitteln zwischen wechselfrischen und wechselfeuchten Grünlandbeständen, den Flutrasen und, für das Deichvorland typisch, den Phalarideteten. Wie an den differenzierenden Artengruppen erkennbar ist, umfasst die Gesellschaft im Deichhinterland eine größere standörtliche Amplitude. Sie bewächst dort auch Standorte, die potentiell den *Dauco-Arrhenathereten* zuzurechnen sind, an denen die Kennarten dieser Assoziation jedoch nutzungsbedingt (Viehtritt) nicht auftreten (vgl. HELLWIG 2000).

Dominanzbestände mit *Alopecurus pratensis* sind in den nordwestdeutschen Flussauen häufig (MEISEL 1977a), treten aber auch im kontinental beeinflussten Klimabereich Mitteleuropas regelmäßig auf (vgl. HUNDT 1954, PASSARGE 1960, KRISCH 1967). Sie besitzen wegen ihres großen Gräseranteils und ihrer Erträge ein hohes landwirtschaftliches Potential.

Die dramatischen Artenrückgänge in Auenwiesen der Mittelelbe unter gleichzeitiger Umschichtung der Bestände sind durch HUNDT (1996) ausführlich dokumentiert worden. In vergleichenden Untersuchungen stellte er zwischen 1964 und 1994 in den von ihm untersuchten, vordeichs gelegenen Grünlandtypen Rückgänge in der Artenanzahl um 50-70 % fest. Die soziologische Verarmung der Wirtschaftswiesen ging mit einer Zunahme nitrophytischer Ubiquisten, besonders Flutrasen und Ruderalarten, einher; auf den ursprünglich nährstoffärmeren Standorten wurden *Molinietalia*-Arten von *Arrhenatheretalia*-Arten verdrängt. Die Bedeckungsanteile von *Elytrigia repens* und *Alopecurus pratensis*, die in den *Arrhenathereten* von 1 (Skala nach Braun-Blanquet) nach 5 bzw. 4 zunahm (sog. „Verqueckung“), sind denen im Deichvorland des Untersuchungsgebiets vergleichbar.

HUNDT & SUCCOW (1984) fassen die artenarmen Dominanzbestände unter der Vegetationsform der „Quecken-Wiesenfuchsschwanz-Auenfeuchtwiese“ zusammen und stellen sie aufgrund ihrer vermittelnden Stellung zwischen Flutrasen und Kulturwiesen zum Verband *Agropyro-Rumicion*.

Weidelgras-Weißklee-Weiden (*Lolio-Cynosureten*) sind im Deichvorland nicht nachweisbar. Das Weidelgras (*Lolium perenne*) ist dort nur auf dem zentralen Plateau im Lütkenwischer Deichvorland

innerhalb der trockensten Fraktion des Leucanthemo-Rumicetum zu finden. Wahrscheinlich ist die Art zum einen wenig tolerant gegenüber Überflutung und wird zum anderen durch den geringen Viehtritt bei Mähweidenutzung nicht ausreichend selektiert.

In mittlerer bis hoher Stetigkeit kommen im Deichhinterland neben der Kennart die Cynosurion-Verbandskenntarten *Trifolium repens*, *Phleum pratense* und *Leontodon autumnalis* vor. Wie gut an den Differenzialarten der Untereinheiten der Gesellschaft zu erkennen ist, vertritt sie bei stärkerer Beweidung im Deichhinterland vorwiegend den trockenen Flügel der *Elytrigia repens*-*Alopecurus-pratensis*-Gesellschaft (vgl. HELLWIG 2000). Die trockenere Ausprägung im Untersuchungsgebiet steht den Dauco-Arrhenathereten näher (ebd.) und ist wesentlich artenreicher als erstere. Außerdem werden diese Bestände physiognomisch vor allem im ersten Aufwuchs durch auffällige Blüh-aspekte verschiedener Leguminosen, wie *Trifolium hybridum*, *Trifolium pratense*, *Vicia cracca* oder *Lotus corniculatus*, beherrscht. Selten ist im Untersuchungsgebiet die feuchtere Ausprägung in der Variante von *Ranunculus acris* vertreten (ebd.). Das Kammgras (*Cynosurus cristatus*) kommt lediglich auf der „Seetorkoppel“, einer Dauerweide nahe der Ortschaft Lenzen, und wenigen weiteren Stellen im Nordwesten des Untersuchungsgebiets vor.

Flutrasen

(Tabelle 9 und ausführliche Vegetationstabelle A-4 im Anhang)

Flutrasen bedecken im Untersuchungsgebiet langanhaltend überstaute, zumeist qualmwasser- (Deichhinterland) oder überflutungsbeeinflusste Mulden und Rinnen auf eutrophen, sandigen und vorwiegend sehr bindigen Böden. In natürlichen Auenbereichen wachsen Bestände dieses Typs ausschließlich auf kleinflächig freiwerdenden Pionierbereichen, die sie rasch zu besiedeln vermögen. Die bestandsbildenden Gräser *Alopecurus geniculatus* und *Agrostis stolonifera* bilden nach Rückgang des Wassers oft ein dichtes, verfilztes Wurzelwerk, mit dem sie auch sommerlichen Überströmungen widerstehen (vgl. auch MEISEL 1977b, BURRICHTER et al. 1980). In Abhängigkeit vom Überflutungsgeschehen werden die Flutrasengräser immer wieder auf höhere Geländeabschnitte zurückgeworfen, von denen sie erneut auf den unterhalb vegetationsfrei gewordenen Boden vordringen (sog. „Harmonika-Sukzession“ - TÜXEN [1950]: 149). Die Grenzen zu den annuellen Bidentetea-Fluren sind dabei fließend.

Im Vordeichgelände lassen sich insgesamt vier den Flutrasen zuzuordnende Gesellschaften unterscheiden. Diese werden zusammenfassend gegen die von HELLWIG (2000) nachgewiesenen Bestandstypen diskutiert.

▪ **Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati und Ranunculetum aquatilis s.l. (Tab. 9, Sp. 1-6 und 8 und Tab. A-4, Sp. 1-38 und Belegaufnahme Sp. 40)**

Die trennartenlose Subass. des Knickfuchsschwanz-Rasens (Tab. 9, Sp. 1-2) besiedelt im Deichvorland die höchsten von Flutrasen eingenommenen Fläche und leitet somit zu den Leucanthemo-Rumiceten und zur *Elytrigia repens*-*Alopecurus-pratensis*-Gesellschaft über. Gekennzeichnet ist diese Nähe durch *Potentilla reptans* sowie hochstete Frischzeiger wie *Trifolium repens*, *Trifolium hybridum* oder *Rumex thyrsiflorus*. Allen Beständen dieses Typs ist ein hoher Bedeckungsanteil von *Ranunculus repens* gemeinsam.

An sandigen, zur Elbe hin abfallenden Hängen der Uferwälle finden sich mitunter von der Frühlühenden Segge (*Carex praecox*) durchsetzte Bestände (Sp. 1). Ihre Wuchsorte trocknen nach Überflutungen schnell ab. Aufgrund ihrer Artenkombination können sie als Übergangsgesellschaften zwischen den Flutrasen und den wechselfeuchten bis wechselfrischen Grünlandgesellschaften aufgefasst werden.

Die Subass. von *Rorippa sylvestris* (Sp. 3-6) ist eng an das Vorkommen von *Agrostis stolonifera* gekoppelt, das offenbar zur trockeneren Seite keine so große Ausbreitungsfähigkeit besitzt wie *Alopecurus geniculatus*. Aufgrund ihrer weiten standörtlichen Spannbreite lässt sich die Untergesellschaft weiter in drei Varianten gliedern.

Tab. 9: Synthetische Übersicht über die Flutrasengesellschaften

laufende Nummer Anzahl der Aufnahmen mittl. Artenanzahl	1 2 16,5	2 5 13,2	3 10 12,7	4 6 11,3	5 8 7,5	6 7 12	7 1 8	8 1 8	9 1 8
AC: Alopecurus geniculatus	V ¹	V ¹⁻²	V ²⁻³	V ²⁻⁴	IV ⁺²	IV ⁺³	2	1	2
D-Var. von:									
Carex praecox	V ²
Poa pratensis s.l.	V ²
Alopecurus pratensis	V ¹
D-Subass. von:									
Agrostis stolonifera	.	.	V ¹⁻⁴	V ¹⁻⁴	V ¹⁻⁵	V ¹⁻⁵	.	2	2
Rorippa sylvestris	.	.	V ¹⁻³	III ⁺³	III ⁺²	IV ⁺²	1	.	1
D-Variante von:									
Elytrigia repens	V ¹	V ¹⁻²	V ¹⁻²	I ¹	2
Poa trivialis	V ¹⁻²	IV ²	IV ¹⁻²	II ⁺¹	2
D-Variante von:									
Glyceria fluitans	.	.	.	II ⁺¹	V ²⁻⁵	III ⁺²	.	2	.
D-Subvariante von / Ges.:									
Eleocharis palustris	.	III ²	.	.	.	V ¹⁻²	5	.	.
Alisma lanceolata	.	II ⁺	.	I ⁺	.	IV ⁺²	.	.	.
AC:									
Ranunculus aquatilis s.str.	I ¹	.	4	.
AC:									
Rumex obtusifolius	.	.	III ⁺¹	5
KC-VC Agrostietalia stoloniferae:									
Plantago intermedia	V ⁺¹	V ¹⁻²	V ¹⁻²	V ¹⁻²	I ⁺	V ⁺²	1	.	.
Rumex crispus	III ⁺	.	IV ⁺¹	V ⁺¹	I ⁺	II ⁺	.	.	.
Potentilla anserina	III ²	III ⁺¹	III ¹⁻³	II ¹	II ¹⁻²	II ¹	.	.	.
Cerastium dubium	V ⁺¹	IV ¹	II ⁺¹	II ⁺²	.	I ¹	.	.	.
Potentilla reptans	V ²	V ¹⁻²	.	I ⁺
KC-VC Phragmitetia									
Phalaris arundinacea	III ¹	V ⁺¹	V ⁺²	II ¹⁻²	I ²	IV ⁺¹	2	2	+
Rorippa amphibia	III ²	IV ⁺¹	III ⁺¹	III ¹	II ⁺²	IV ⁺¹	.	2	.
Galium palustre	.	.	II ⁺²	I ¹	II ¹⁻²	II ¹⁻²	.	.	.
Oenanthe aquatica	.	.	.	I ¹	II ¹⁻²	II ⁺	.	+	.
Butomus umbellatus	I ¹	II ²⁻³	.	.	.
Sium latifolium	.	.	I ⁺	.	.	I ⁺	.	.	.
Ranunculus lingua	II ⁺²
Carex vulpina	V ²
Carex gracilis	I ¹	.	.	.
Begleiter:									
Ranunculus repens	V ³	V ³	IV ⁺³	IV ⁺³	I ¹	IV ¹⁻²	.	.	+
Polygonum amphibium	.	II ¹	II ¹	IV ⁺²	IV ⁺²	V ¹⁻²	1	1	.
Rorippa palustris	.	III ⁺¹	II ⁺¹	II ⁺¹	.	I ²	2	.	.
Poa palustris	III ²	IV ⁺²	III ¹⁻²	I ¹
Trifolium repens	III ¹	V ⁺²	II ¹⁻²	I ¹	I ¹
Capsella bursa-pastoris	V ⁺¹	.	I ²	II ⁺¹	+
Trifolium hybridum	III ¹	II ¹	II ⁺
Bidens tripartita	.	.	I ⁺	I ⁺	II ⁺²	I ⁺	.	.	.
Rumex thyrsiflorus	III ⁺	IV ⁺¹	I ⁺
Ranunculus peltatus	.	.	.	II ¹⁻²	II ²	I ¹	.	.	.
Polygonum hydropiper	.	.	.	I ¹	II ⁺¹	I ¹	.	.	.
Rumex palustris	.	.	I ⁺	I ¹	II ⁺
Matricaria maritima	.	.	II ¹	I ²	I ⁺
Cirsium arvense	.	II ²	I ¹
Poa annua	III ⁺	.	.	I ¹	.	I ¹	.	.	.
Inula britannica	.	.	II ⁺	I ¹
Mentha aquatica agg.	.	II ⁺	.	.	.	I ¹	1	.	.
Plantago major	.	.	I ¹	I ²
Stellaria palustris	.	.	II ¹
Xanthium albinum	.	.	.	I ¹	I ⁺
Anthemys austriaca	.	.	I ⁺	I ²
Bidens frondosa	.	.	.	I ¹	.	I ⁺	.	.	.
Polygonum aviculare agg.	.	.	.	I ²	.	I ²	.	.	.
Polygonum lapathifolium	.	.	I ¹	I ²
Rumex acetosa	.	III ⁺¹
Xanthium albinum	.	II ⁺
Lythrum salicaria	.	.	.	I ⁺

Nr. 1-6: *Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati* R. Tx. 1937

Nr. 1-2: trennartenlose Subass.

Nr. 1: Variante von *Carex praecox*

Nr. 2: trennartenlose Variante

Nr. 3-6: Subass. von *Rorippa sylvestris*

Nr. 3: Variante von *Elytrigia repens*

Nr. 4: trennartenlose Variante

Nr. 5-6: Variante von *Glyceria fluitans*

Nr. 5: trennartenlose Subvariante

Nr. 6: Subvariante von *Eleocharis palustris*

Nr. 7: Eleocharis palustris-Gesellschaft (Belegaufnahme)

Nr. 8: *Ranunculetum aquatilis* s.l. Sauer 1945 (Belegaufnahme)

Nr. 9: *Rumex obtusifolius*-Gesellschaft (Poo trivialis-Rumicetum obtusifolii [R. Tx. 1947] Hülbusch 1969) (Belegaufnahme)

In der Variante von *Elytrigia repens* (Sp. 3) kommen, wie schon in der trennartenlosen Subass., aber in abnehmender Tendenz, verschiedene Arten der Frischwiesen vor (s.o.). Die trennartenlose Variante (Sp. 3) leitet allmählich zu den tiefergelegenen und häufiger überfluteten Standorten über, die in der Variante von *Glyceria fluitans* (Sp. 5-6) zusammengefasst sind. Die von solcherlei Beständen besiedelten Flächen bleiben auch im Frühjahr und Frühsommer lange überstaut, gut erkennbar an den von *Glyceria* ausgebildeten, flutenden Blattspreiten. Die nassesten dieser Standorte finden sich in der Subvariante von *Eleocharis palustris*. Auf Grund der standörtlichen Nähe sind sie von Bidentetea-Arten, wie z. B. *Polygonum hydropiper*, *Rumex palustris* und *Bidens tripartita*, durchsetzt.

In ungenutzten *Phalaris*-Röhrichten des Lütkenwischer Deichvorlandes finden sich dort, wo das Wasser in Geländehohlformen bis in den Sommer hinein steht, schwimmende Bestände von *Ranunculus aquatilis* agg. Sie leiten zu den Wasserpflanzenbeständen über.

▪ ***Rumex obtusifolius*-Gesellschaft und *Eleocharis palustris*-Gesellschaft (Tab. 9, Sp. 7 u. 9 und Tab. A-4, Belegaufnahmen Sp. 39 u. 41)**

Die Gesellschaft des Stumpfbblättrigen Ampfers (*Rumex obtusifolius*) bewächst im Untersuchungsgebiet eine kleinflächige, relativ hoch gelegene und durch Störungen (starken Viehtritt, Überflutungseinwirkung) vegetationsfrei gewordene Fläche im Uferbereich des Schnackenbruger Werders. Sie kann nach POTT (1995) dem Poo trivialis-Rumicetum obtusifoliae (R. Tx. 1947) Hülbusch 1969 zugeordnet werden und ist primär in den Flussauen verbreitet. Dort hat sie ihr Optimum auf teilweise vom Hochwasser aufgerissenen, sandig-lehmigen Rohaueböden.

Nur vereinzelt konnten am Rande von Altwässern und ebenfalls in zuvor von Vieh „schwarz“ getretenen, tieferen Geländelagen Dominanzbestände von *Eleocharis palustris* aufgefunden werden.

Vegetationsvergleich

Die von HELLWIG (2000) aufgenommenen Bestände beinhalten im Falle der Flutrasen neben Vegetationsaufnahmen aus dem Deichhinterland auch solche aus dem Deichvorland außerhalb des Untersuchungsgebiets. Die vorliegende trennartelose Subass. lässt sich HELLWIGs *Alopecurus pratensis*-Variante der trennartenlosen Subass. innerhalb des Ranunculo-Alopecuretum (ebd.) zuordnen, während die hiesige Subass. von *Rorippa sylvestris* (Tab. 9, Sp. 4) HELLWIGs Subass. von *Alopecurus aequalis* entspricht, die laut diesem die am tiefsten gelegenen Flutrasenstandorte im Deichvorland und in der deichnahen Qualmwasserzone außerhalb des Untersuchungsgebiets zusammenfasst.

Im Gegensatz zu HELLWIG (ebd.), in dessen die *Alopecurus aequalis*-Subass. keine Frischezeiger zu finden sind, sind durch die vorliegenden Aufnahmen auch die Übergänge zur kennartenlosen Subass. repräsentiert und erlauben eine feinere syntaxonomische Aufgliederung der Flutrasen im Deichvorland des Untersuchungsgebiet.

Analog zu den Grünlandgesellschaften i.e.S. fallen bei HELLWIGs Flutrasen-Aufnahmen aus dem Deichhinterland (Nr. 2-4) diverse Kennarten der Wirtschaftswiesen (Molinio-Arrhenatheretea) auf, die den Vorlandbeständen gänzlich fehlen.

Beachtenswert sind hinterdeichs diejenigen Bestände, in denen *Carex vulpina* mit Bedeckungsgraden von 2-4 vorkommt. Sie kommen stetig am Rande qualmwasserbeeinflusster, frühjahrsüberstauter Flutmulden im Übergang zu den Quecken-Fuchsschwanz-Wiesen vor und bilden dort schmale, nur etwa 10 Höhenzentimeter umfassende, „Ringe“ um die Mulden herum. In ihren landwirtschaftlichen Erträgen übertreffen die mahdfähigen Fuchsseggen-Dominanzbestände die anderen Flutrasengesellschaften, da die bestandsbildende Art auch im zweiten Aufwuchs in der Lage ist, relativ große Phytomassen zu erbringen. Die Gesellschaft wird von HELLWIG (2000) in die *Lysimachia*-Subass. der Flutrasen gestellt. Bestände dieses Typs wurden lange Zeit den Seggenriedern zugeordnet; sie kommen an allen Flüssen Nordwestdeutschlands regelmäßig vor. Die Bedeckungsanteile von *Carex vulpina* reichen jedoch häufig nicht aus, um das Dominanzkriterium, das für die Angliederung an den V Magnocaricion verlangt wird, zu erfüllen. Insofern lassen sich, wie durch HELLWIG (ebd.) geschehen, die Flutrasen, die vorwiegend aus Elementen des Agropyro-Rumicion

bestehen, zwanglos dem Agropyro-Rumicion zuordnen (vgl. MEISEL 1977a). Auch im Deichvorland ist *Carex vulpina*, wenn auch weniger häufig, vertreten. Die Art besiedelt dort in flussferneren Bereichen einen schmalen Übergangsbereich zwischen Phalarideten und Flutrasen, bildet jedoch keine ausgesprochenen Dominanzbestände aus (Bedeckungsgrade von maximal 2) und zeigt keine ausgesprochene Bindung an einen bestimmten Vegetationstyp.

Unter gleichen hydrologischen Gegebenheiten, aber geringerem Nährstoffangebot, können Dominanzbestände von *Agrostis canina* den Übergang von den Flutrasen zum wechselfrischen Grünland bilden. Die Art ist zur Blütezeit im Juni an ihren roten Infloreszenzen schon von weitem gut zu erkennen. Bestände dieses Typs sind in den Flutmulden nordwestlich des Eichenholzes ein bestandsprägendes Element; sie vermitteln standörtlich zwischen *Alopecurus geniculatus*-reichen Flutrasen der Muldenböden und weniger eutraphenten Ausprägungen der *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, die hier häufig hohe Bedeckungen von *Anthoxanthum odoratum* aufweisen. Im Deichvorland gedeiht dieser Bestandstyp nicht.

MEISEL (1977a,b) gliedert die von ihm in diversen nordwestdeutschen Flussauen aufgefundenen Flutrasengesellschaften vom Typ des Rumici-(syn. Ranunculo)-*Alopecuretum geniculati* in eine trockenerere typische und eine feuchtere Subass. von *Glyceria fluitans*, die länger überflutete und grundwassernähere Standorte bevorzugt. Letzterer gehören als Trennarten auch *Carex gracilis*, *Caltha palustris* und *Eleocharis palustris* an. Der Autor beobachtete, dass die von ihm diagnostizierte Trennartengruppe verschiedener Wirtschaftswiesenarten um *Alopecurus pratensis* bei fehlender Nutzung zu Gunsten der *Phalaris*-Gruppe (*Phalaris arundinacea*, *Polygonum amphibium* var. *terrestre*, *Poa palustris*) sowie *Bidens tripartita*, *Urtica dioica*, *Inula britannica* u. a. zurücktritt. In den vorliegenden Aufnahmen werden die floristischen Unterschiede hingegen vorwiegend standörtlich begründet. Die Schwierigkeit MEISELS (1977a), Flutrasen mit Bewirtschaftungseinfluss deutlich von den unbewirtschafteten zu trennen, ist insofern nachvollziehbar, als dass gerade die tieferliegenden Standorte, abhängig vom Überflutungsgeschehen, mitunter nur sporadisch bewirtschaftet werden können und so abwechselnd mehr der Bewirtschaftungs- oder der Überflutungseinfluss überwiegt. Deshalb werden bewirtschaftete Flutrasen der tieferen Geländelagen den natürlichen Flutrasen (s.o.) floristisch immer näher stehen als solche der höheren.

Flutrasen gehören wegen ihrer kurzen Entwicklungszeit und da sie vorwiegend aus Untergräsern zusammengesetzt sind, zu den ertragsschwächsten Grünlandbeständen. Weil ihre Befahrbarkeit über lange Perioden während der Vegetationsperiode beschränkt ist, werden sie traditionell eher beweidet als gemäht. Ausnahmen davon machen laut WALTHER (1950) Fazies-Bestände von *Elytrigia repens* (Bedeckungsgrade > 75%), die wegen ihres großen Eiweißgehaltes geschätzt und traditionell zweischürig gemäht werden (s. *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft).

Röhrichte

(Tabelle 10 und ausführliche Vegetationstabelle A-5 im Anhang)

Dort, wo an wechselfeuchten bis nassen Standorten keine landwirtschaftliche Nutzung stattfinden kann, haben sich verschiedene Röhrichte und Großseggenriede ausgebildet. Lediglich das Rohrglanzgras-Röhricht wird intensiv als Grünland genutzt. Es bedeckt als ertragsstarke und typische Mahdgesellschaft weite Teile des Deichvorlandes, vornehmlich innerhalb von Flutrinnen und -mulden. Weitere Röhrichte finden sich dort vor allem entlang des Elbufers und der Altwässer, während sich diese Gesellschaften im hydromeliorierten Deichhinterland nur an perennierenden bis langanhaltend wasserführenden, qualmwassergespeisten Gewässern, den sog. „Bracks“, und entlang von Entwässerungsgräben behaupten können.

- **Scirpo-Phragmitetum (Tab. 10, Sp. 1-2 und Tab. A-5, Sp. 1-14) und *Urtica dioica*-Gesellschaft (Tab. 10, Sp. 3 und Tab. A-5, Sp. 15-20)**

Schilfröhrichte begleiten die Elbe auf ihrer gesamten Fließstrecke im Untersuchungsgebiet, wo sie vornehmlich an den weniger strömungsexponierten Rückseiten der Bühnenköpfe ausgebildet sind. In höhergelegenen, sandigeren und der Strömung stärker ausgesetzten Uferzonen wird *Phragmites australis* durch *Phalaris arundinacea* als dominierender Art abgelöst, mit dem sich das Schilfrohr kaum durchmischt.

Die artenreichere Subass. von *Solanum dulcamara* bedeckt in der Regel flussnahe, tiefer gelegene Bereiche auf tiefgründigen, sandreichen Böden, die von den Rhizomen der Art leicht durchdrungen werden können. In den hochwüchsigen und dichten Beständen ist häufig keine Streueauflage ausgebildet. Hingegen kann in der artenärmeren, trennartenfreien Subass. die aufgehäuften Bodenauf-lage aus angeschwemmten Pflanzenresten bis zu 20 cm mächtig sein. *Phragmites australis* wird hier allmählich von *Urtica dioica* verdrängt, die zuerst als Unterbewuchs und später dominant auftritt (*Urtica dioica*-Gesellschaft). Abschnittsweise werden diese Bestände, wie auch die Phalarideten, von Schleierfluren aus *Calystegia sepium* und *Cuscuta europaea* agg. (Ass. *Cuscuta-Convulvuletum sepium* R. Tx. 1947) überwachsen.

Zu den Phragmiteten des Deichhinterlandes, die von HELLWIG & KUNITZ (2000) nicht weiter unter-gliedert wurden, bestehen keine auffallenden Unterschiede in der floristischen Zusammensetzung. Allerdings geben die Autoren deren durchschnittliche Wuchshöhe mit 250-300 cm an. Gerade die Schilfröhrichte am Elbufer übertreffen diese Höhen mit max. 380 cm noch weit und deuten somit auf die sehr hohen Nährstoffgehalte dieser Standorte hin.

▪ **Phalaridetum arundinaceae (Tab. 10, Sp. 5-6 und Tab. A-5, Sp. 24-53) und Calamagrostis epigejos-Gesellschaft (Tab. 10, Sp. 4 und Tab. A-5, Sp. 21-23)**

Die Phalaridetum-Subassoziation von *Elytrigia repens* (durchschn. 9,1 Arten pro Aufnahme; Tab. 10, Sp. 5) kann eindeutig auf Grund ihrer landwirtschaftlichen Nutzung von der sehr viel artenär-meren, ungenutzten trennartenlosen Subass. (durchschnittlich 6,7 Arten pro Aufnahme; Sp. 6) un-terschieden werden. Die genutzten Bestände erstrecken sich vor allem über den stromabwärts lie-genden Bereich des Lütkenwischer Deichvorlandes in den tiefsten Geländelagen, ferner saumartig entlang von Flutmulden oberhalb der Flutrasen oder ganze Rinnen oder Mulden ausfüllend. Zu den Rändern gehen die Bestände, häufig unter engräumiger Zunahme von *Poa palustris* (Tab. A-5, Sp. 27 und 29), in die höher gelegenen *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft oder sehr selten direkt in das Leucanthemo-Rumicetum über.

Die trennartenlose Subass. besiedelt zum einen strömungsexponierte Standorte am Elbufer, die oberhalb der Schilfröhrichte liegen, zum anderen aber auch strömungsberuhigte, flussferne Flächen mit sehr bindigen Bodensubstraten. Letztere Flächen sind häufig von kleinen Einsenkungen durch-setzt, die mit Flutrasen bewachsen sind. Typisch für alle dieser Bestände ist eine mächtige Streue-schicht, die das Aufkommen annueller Arten fast vollständig unterbinden kann. Die Phalarideten des Elbufers zeigen, wie die Schilfröhrichte, häufig fließende Übergänge zu Dominanzbeständen von *Urtica dioica*.

An den am höchsten gelegenen, ungenutzten und sandigen Standorten der Ufer, die für *Phalaris arundinacea* bereits zu trocken sind, haben sich Dominanzbestände von *Calamagrostis epigejos* etabliert (vgl. Tab. A-5, Sp. 21-23).

Sowohl HELLWIG (2000) als auch WALTHER (1977) verzichten auf eine weitere Untergliederung der Phalarideten. MEISEL (1977a) unterscheidet von der typischen Ausbildung eine *Urtica dioica*-Ausbildung, die sich uferaufwärts an diese anschließen könne und durch weitere nitrophile Arten, wie *Convolvulus sepium*, *Polygonum lapathifolium* ssp. *lapathifolium* und *Bidens tripartita*, gekenn-zeichnet ist. Als Ursache für den Nährstoffreichtum dieser Standorte führt er die Verschmutzung der Flüsse an.

Phalaris-reiche Bestände sind von je her als zwei- bis dreischürige Mähwiesen genutzt worden. Bei ausreichend frühem Schnitt geworbenes sog. „Mielietz-“ oder „Malitzheu“ erbringt die höchsten Erträge aller Grünlandgesellschaften und ist vor allem als gutes Pferdefutter bekannt (vgl. HUNDT 1958).

Tab. 10: Synthetische Übersicht über die Röhrichtgesellschaften

laufende Nummer Anzahl der Aufnahmen mittlere Artenanzahl	1 6 8,7	2 8 3,5	3 6 4,7	4 3 7,7	5 14 9,1	6 16 6,1	7 1 6
AC: <i>Phragmites australis</i>	V ⁵	V ⁴⁻⁵	IV ⁺³	.	.	I ¹⁻²	.
D-Subass. von: <i>Solanum dulcamara</i>	V ⁺²	I ⁺	I ⁺	.	.	+ ¹	.
<i>Bidens tripartita</i>	V ⁺²	I ⁺	I ⁺	.	.	I ⁺	.
D-Ges.: <i>Urtica dioica</i>	V ⁺²	V ⁺³	V ³⁻⁵	III ²	V ⁺³	IV ⁺²	.
D-Ges.: <i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	.	V ⁴	.	.	.
AC: <i>Phalaris arundinacea</i>	III ¹⁻²	I ²	III ¹	.	V ³⁻⁵	V ⁴⁻⁵	.
D-Subass von: <i>Elytrigia repens</i>	.	.	V ⁺³	V ¹⁻²	V ⁺³	.	.
<i>Poa palustris</i>	II ²	.	.	.	III ¹⁻³	I ¹	.
KC.-Phragmitetea: <i>Galium palustre</i>	+ ¹	I ⁺²	.
<i>Rorippa amphibia</i>	I ⁺	.	.	.	+ ¹	I ¹⁻²	.
<i>Carex acuta</i>	II ¹	I ⁺	.	.	+ ⁺	I ⁺¹	1
<i>Glyceria maxima</i>
<i>Iris pseudacorus</i>	+ ⁺	.
<i>Mentha aquatica</i> agg	I ⁺
<i>Carex riparia</i>	5
Begleiter: <i>Poa trivialis</i>	.	.	I ¹	II ¹	III ⁺³	I ¹⁻²	.
<i>Polygonum amphibium</i>	III ⁺²	II ⁺²	.
<i>Ranunculus repens</i>	III ⁺¹	II ⁺²	.
<i>Plantago intermedia</i>	I ¹	.	.	.	III ⁺¹	I ⁺¹	.
<i>Glechoma hederacea</i>	.	I ¹	II ⁺²	.	II ⁺²	I ¹	.
<i>Chenopodium album</i>	I ²	I ²	.	II ⁺	II ⁺	II ⁺¹	.
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	II ⁺	I ⁺	.	V ¹⁻²	I ⁺²	I ¹	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	I ²	.	I ⁺	II ¹	III ⁺²	.	.
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	I ⁺	I ¹	.	V ¹⁻²	I ⁺²	I ⁺¹	.
<i>Rorippa palustris</i>	II ⁺¹	+ ⁺	.
<i>Matricaria maritima</i>	II ⁺	I ⁺	.	II ¹	I ⁺	I ⁺¹	.
<i>Rorippa sylvestris</i>	I ⁺	.	.	.	II ⁺¹	I ¹	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	I ²	I ¹⁻²	.
<i>Anthemis austriaca</i>	III ⁺	.	.	.	II ⁺	+ ⁺	.
<i>Polygonum hydropiper</i>	II ⁺	I ¹	.	.	+ ⁺	I ⁺¹	.
<i>Stachys palustris</i>	+ ¹	I ¹	1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	III ⁺¹	+ ¹	.
<i>Rumex crispus</i>	.	.	.	III ⁺	I ⁺	+ ¹	.
<i>Sium latifolium</i>	+ ⁺	.
<i>Inula britannica</i>	II ⁺	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	+ ⁺	+ ⁺	.
<i>Symphytum officinale</i> agg	+ ²	+ ⁺	.
<i>Calystegia sepium</i>	.	I ¹	I ¹
<i>Polygonum aviculare</i>	.	I ¹	.	IV ⁺	.	.	.
<i>Cuscuta europaea</i> agg	.	.	I ¹	.	+ ²	.	.
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	I ⁺¹	.	.
<i>Sonchus oleraceus</i>	+ ⁺	+ ⁺	.
<i>Taraxacum officinale</i>	+ ⁺	+ ⁺	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	+ ¹	2
<i>Senecio viscosus</i>	.	.	.	II ⁺	.	.	.
<i>Carex vulpina</i>	+ ¹	.

Nr. 1-2: Scirpo-Phragmitetum australis W. Koch 1926

Nr. 1: Subass. von *Solanum dulcamara*

Nr. 2: trennartenlose Subass.

Nr. 3: *Urtica dioica*-Gesellschaft

Nr. 4: *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaft

Nr. 5-6: Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931

Nr. 5: Subass. von *Elytrigia repens*

Nr. 6: trennartenlose Subass

Nr. 7: Caricetum ripariae (Soó 1928) Knapp & Stoffers 1962 (Belegaufnahme)

▪ **Caricetum ripariae (Tab. 10, Sp. 7 und Tab. A-5, Belegaufnahme Sp. 54) und Caricetum gracilis (keine Aufnahmen)**

Die Rieder der Ufer-Segge (*Carex riparia*) und der Schlanksegge (*Carex acuta*, syn. *C. gracilis*) nehmen im Deichvorland nur geringe Flächenanteile ein. Sie schließen sich an Altwässern unterhalb des Phalaridetum an und ziehen sich als Säume an diesen entlang. BLAZKOVA (1971) stellte an osteuropäischen Flüssen fest, dass *Carex gracilis* durch winterliche Überflutungen mit langsamer Strömung gefördert wird, während lange in die Vegetationsperiode hineinreichender Wasserüberstau die Vitalität der Art herabsetzte. Laut MEISEL (1977a) verträgt sie große Wasserstandsschwankungen schlecht.

Im Deichhinterland sind *Carex gracilis*-Bestände (vgl. HELLWIG 2000) wesentlich häufiger anzutreffen. Sie mischen sich vornehmlich in der deichnahen Qualmwasserzone mit anderen Röhrichtern (*Caricetum ripariae*, *Phalaridetum arundinaceae*, *Glycerietum maximae*) und Flutrasen in mosaikartigen Komplexen. Das *Caricetum ripariae* besitzt laut HELLWIG (ebd.) ähnliche Standortansprüche wie das *Caricetum gracilis*, ist jedoch im Deichhinterland überwiegend saumartig an den Entwässerungsgräben ausgebildet.

Weitere Röhrichte (keine Aufnahmen)

Bestände vom Typ des *Glycerietum maximae* sind im Deichvorland nur in einer ständig mit Wasser gefüllten, deichnahen Flutrinne im Lütkenwischer Deichvorland zu finden, wo es als Einartbestand mit *Bolboschoenus maritimus*-Beständen alterniert. Im Deichhinterland ist das *Glycerietum maximae* weiter verbreitet (vgl. HELLWIG 2000, Tab. A 4). Es bewächst dort in einer artenarmen, trennartenlosen Subass. die Sohlen der Entwässerungsgräben und den Grund von Bracks, die sehr langanhaltend Wasser führen bzw. nur in ungünstigen Jahren trocken fallen. Die höher liegenden Ränder dieser Senken beherbergen die zu den Flutrasen und dem Schlankseggen-Rieden überleitende artenreiche *Agrostis*-Subass. dieser Gesellschaft.

Sehr selten im Untersuchungsgebiet anzutreffen sind das ausgesprochen eutraphente *Sparganietum erecti* (Roll 1938) Phil. 1973 und das *Acoretum calami* (Schulz 1941) Knapp & Stoffers 1962.

4.1.4 Flächenanteile

Die Bilanz der Flächenanteile unterstreicht das von der Grünlandnutzung dominierte, ausgeräumte Landschaftsgepräge und die geringe Vegetationsvielfalt im Untersuchungsgebiet (s. Tab. 11 und Abb. A-1 im Anhang). Insgesamt ist die 1320 ha große kartierte Fläche zu 86 % (1145ha) von landwirtschaftlich genutztem Grünland bedeckt. Weitere 1,7 % (23 ha) entfallen auf die Röhrichte, 4,0 % (54 ha) auf Ackerflächen sowie 2,4 % (32 ha) auf den bisherigen Flussdeich. Gehölze nehmen sowohl im Deichvor- und im Deichhinterland jeweils weniger als 5 % der Gesamtfläche ein, weniger als 1 % wird von Wegen und Straßen in Anspruch genommen.

Der Anteil von Feuchtgrünland ist erwartungsgemäß im Deichvorland mit etwa einem Drittel gegenüber einem zwanzigstel im Deichhinterland sehr viel ausgeprägter. Der überwiegende Anteil davon sind Rohrglanzgras-Röhrichte. Durch das bewegte Relief des Vorlandes bedingt sind wechselseitige Grünlandtypen (trockener Flügel des *Leucanthemo-Rumicetum*) dort auf einer relativ größeren Fläche vertreten als im Deichhinterland (*Dauco-Arrhenatheretum elatioris*), das über weite Strecken im Vergleich zum Elbniveau tiefer liegt und in sich nur geringe Höhendifferenzen aufweist.

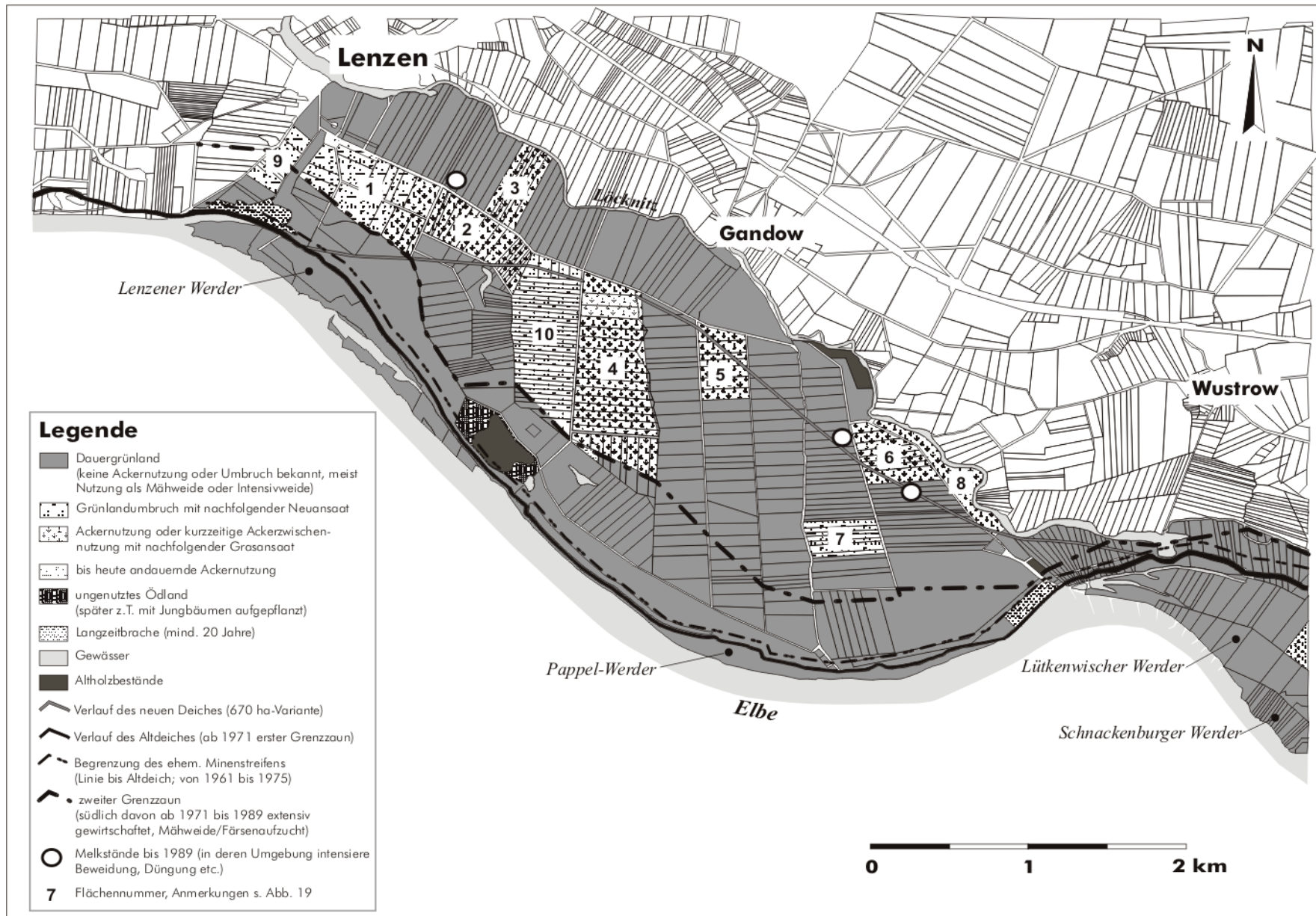
Röhrichtern bietet das Deichvorland vor allem an der Elbe viel Raum. Sie säumen deren Ufer entlang der gesamten Fließstrecke und in wechselnder Breite. Hinterdeichs sind sie nur dort erhalten geblieben, wo keine Nutzungsinteressen bestehen bzw. keine Bewirtschaftung möglich oder lohnend ist.

Tab. 11: Flächenanteile der Grünlandgesellschaften und Röhrichte am Untersuchungsgebiet.

Gesellschaft	Summe Deichvorland [ha]	Summe Deichhinterland [ha]
Wirtschaftsgrünland inkl. Phalarideten		
Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori, Subass. von <i>Agrostis capillaris</i> agg., Variante von <i>Leontodon autumnalis</i> (wechselsehrich)	39,1	0,0
Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori, trennartenlose Subass. und Subass. von <i>Agrostis capillaris</i> agg., Variante von <i>Glechoma hederacea</i> (wechselsehrich)	45,8	0,0
Phalaridetum arundinaceae	39,9	11,2
<i>Elytrigia repens</i> - <i>Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft	45,8	386,5
Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Rorippa sylvestris</i>	16,0	1,3
Ranunculo-Alopecuretum geniculati, trennartenlose Subass.	13,7	23,5
Dauco-Arrhenatheretum geniculati	0,0	112,5
Lolio-Cynosuretum cristati	0,0	393,3
Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Dominanzbestände von <i>Glyceria fluitans</i>	0,0	2,6
Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Dominanzbestände von <i>Carex vulpina</i>	0,0	0,9
Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Dominanzbestände von <i>Agrostis canina</i>	0,0	13,0
Gesamtsummen	200,4	944,8
Röhrichte und assoziierte Pflanzengesellschaften		
<i>Urtica dioica</i> -reiche Phragmiteten und <i>Urtica dioica</i> -Gesellschaft	12,0	0,0
Scirpo-Phragmitetum australis	0,1	1,2
Cuscuta-Convolvuletum sepiae	0,1	0,0
Glycerietum maximae	0,4	4,0
Caricetum ripariae	1,1	0,0
Caricetum gracilis	0,2	2,9
<i>Eleocharis palustris</i> -Gesellschaft	0,1	0,0
Acoretum calami	<0,1	0,0
Sparganietum erecti	<0,1	0,4
Oenanthe-Rorippetum amphibiae	0,0	0,2
Gesamtsummen	14,0	8,7

4.1.5 Jüngere Nutzungsgeschichte des Untersuchungsgebiets

Wie in Abbildung 18 dargestellt, wurde der überwiegende Anteil (ca. 70 %) des Untersuchungsgebiets in der Nachkriegszeit und bis heute als Dauergrünland, in der Regel als Mähstandweiden, genutzt. Er unterlag bis 1989 der allgemeinen Intensivierungstendenz in der Landwirtschaft. Die Nutzflächen wurden jedoch auf Grund der zunehmenden Ausweitung der Grenzanlagen und der begrenzten Düngerkontingente – es standen insgesamt maximal 50 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr zur Verfügung – sehr heterogen bewirtschaftet. Das Vordeichland und die Abschnitte zwischen dem Deich (ab 1971 mit erstem Grenzzaun) und dem zweiten Grenzzaun wurden mit geringen Besatzdichten versehen und überwiegend nicht gedüngt. Hingegen wurden zur Verbesserung der Futtergrundlage für das Milchvieh um die Melkstände herum Stickstoffmengen bis zu 150 kg/ha*a eingesetzt (Moorholz 1994). Phosphat- und Kalidünger wurden alle zwei bis vier Jahre zwischen sechs und zwölf Dezitonnen pro Hektar gegeben.



In den achtziger Jahren gab es, ermutigt durch ausgedehnte Meliorationsmaßnahmen, vermehrt Versuche, die fruchtbaren Auenböden im Deichhinterland ackerbaulich zu nutzen (s. Abb. 19). Kurzzeitigen hohen Erträgen folgten jedoch zumeist Missernten, die witterungsbedingte technische Probleme bei der Bestellung der schweren Böden (sog. „Minutenböden“) zur Ursache hatten (PESTER 1997, Moorholz 1994). Nur auf den leichteren Böden wurde die Ackernutzung beibehalten.

Bereits seit 1990 wird das Grünland zunehmend unter Naturschutzaufgaben bewirtschaftet (vgl. Kap. 4.3). In deren Folge wurde die Milchwirtschaft zu Gunsten einer extensiven Fleischrinderhaltung (vorwiegend Mutterkuhhaltung) aufgegeben.

Im Deichvorland wurde wegen der regelmäßigen Nährstoffeinträge durch die Hochwässer der Elbe auf jegliche Düngergaben verzichtet. Mit Ausnahme eines 3 Hektar großen Teilschlages im Lütkenwischer Werder, auf dem bis Mitte der sechziger Jahre fakultativ nach starken Hochwasserereignissen Ackerbau (Futterrüben, Roggen) betrieben wurde (Schulz 1997), wurde im Deichvorland an der traditionellen Grünlandnutzung festgehalten. Jedoch wurden auch hier reine Mähwiesen in Mähstandweiden überführt.

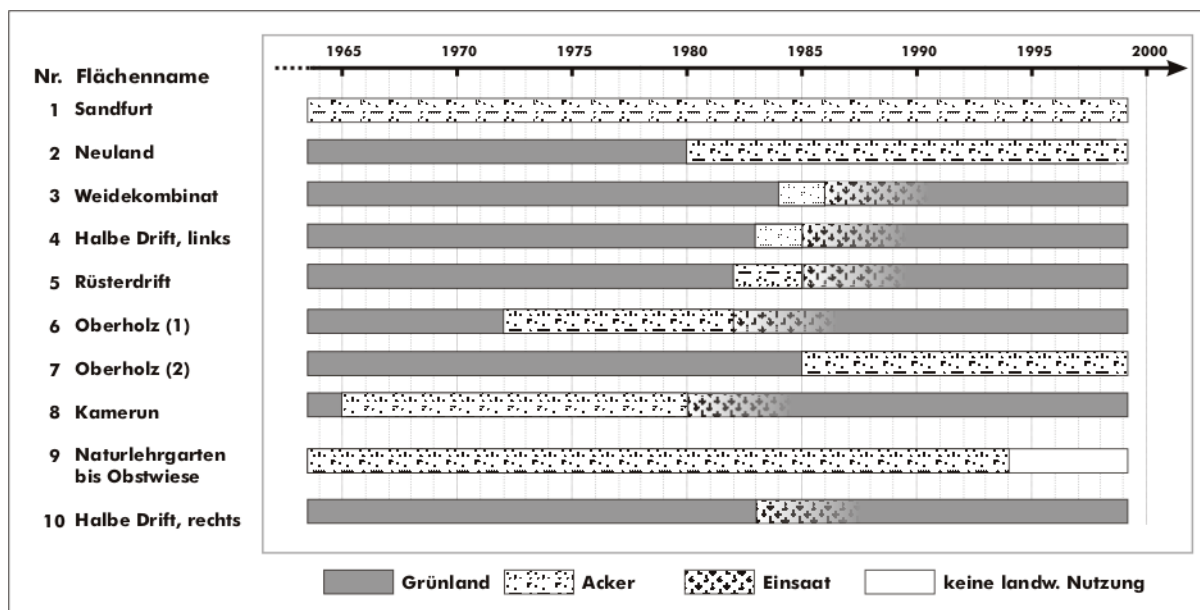


Abb. 19: Nutzungsgeschichte der in Abbildung 18 dargestellten Teilschläge mit dauerhafter oder zeitweiser Ackernutzung bzw. Neuansaat von Futtergräsern.

4.1.6 Fazit

Das Untersuchungsgebiet stellt sich heute als ein weitgehend ausgeräumter, von der Grünlandnutzung geprägter Landschaftsausschnitt der Aue der Unteren Mittel-Elbe dar. Auf den großflächigen landwirtschaftlichen Schlägen, die im Zuge der landwirtschaftlichen Flurbereinigung und im Zuge der Kollektivierung der Landwirtschaft seit 1945 entstanden, wurden traditionelle durch moderne Bewirtschaftungsformen abgelöst. Die Nutzung feuchter Areale als reine Weide sowie höherliegender Flächen als mehrschürige Wiese mit fakultativer Nachbeweidung wurde eingestellt. Stattdessen wurden im Zuge der Intensivierung der Nutzung einschürige Mähstandweiden und gedüngte Fettweiden eingerichtet. Einschränkungen erfuhr diese Tendenz durch die politischen Entwicklungen. So wurden vordeichs und zwischen Elbdeich und zweiter Grenzlinie liegenden Grünlandflächen ab 1961 nur noch extensiv, d.h. ohne Düngergaben und mit beschränktem Viehbesatz genutzt. Nach 1989 wurde die Grünlandnutzung zunehmend extensiviert. Die Milchviehhaltung wurde zu Gunsten der Fleischrinderproduktion aufgegeben. Der überwiegende Teil des Grünlandes wird heute unter Naturschutzrichtlinien ohne zusätzliche Düngung oder Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sowie unter strengen Bewirtschaftungsauflagen bewirtschaftet (vgl. Kap. 4.3).

Um die Auswirkungen von Elbehochwässern im Deichhinterland abzumildern, wurde ein ausgedehntes Grabensystem angelegt. Es erlaubt zum einen, von der Elbe eindringendes Qualmwasser schnell über die Löcknitz abzuführen, zum anderen kann den landwirtschaftlichen Nutzflächen über ein System von Stauen bei anhaltender Trockenheit von der Löcknitz her Wasser zugeführt werden (vgl. FLEMMING 1998 u. 1999). Mit der Entwässerungen gingen Versuche einher, auf den fruchtbaren Auenlehmen auch Ackerbau zu betreiben, was jedoch in den meisten Fällen nach Missernten wieder aufgegeben wurde (vgl. Kap. 4.1.5).

Infolge der beschriebenen Veränderungen in der Art und Intensität der Nutzung und dem standörtlich nivellierenden Effekt der Hydromelioration weist die Grünlandvegetation des Untersuchungsgebiets heute trotz der großflächigen Anwendung von Naturschutzauflagen nur eine geringe Diversität auf. Die Bestände sind im Vergleich zu jenseits der Elbe in der niedersächsischen Elbaue liegenden, extensiv bewirtschafteten Grünlandbeständen deutlich an Arten verarmt. Bis auf wenige Ausnahmen sind im Untersuchungsgebiet keine tragfähigen Bestände der typischen Auengrünlandarten mehr vorhanden. In Tabelle 12 sind die auf der niedersächsischen Elbseite vorkommenden, bedrohten Grünlandgesellschaften in Form einer „Negativliste“ zusammengefasst.

Tab. 12: „Negativliste“ der auf der niedersächsischen Elbseite vorhandenen und im Untersuchungsgebiet fehlenden, für das Auengrünland typischen und bedrohten Grünlandgesellschaften (vgl. HELLWIG 2000, REDECKER 1999a,b, WALTHER div.).

Pflanzengesellschaft	Nutzung; bevorzugte Standorte	kennzeichnende Arten
Cnidio venosi- Violetum persicifoliae Walther ex R. Tx. 1954 (syn. Cnidio-Deschampsietum caepitosae Passarge 1960)	<ul style="list-style-type: none"> Mähwiesen und Mähweiden Elbe und Nebenflüsse uferfern, grundfeucht, unregelmäßige und kurzzeitige Überflutung verschiedene, nach Überflutungshäufigkeit unterschiedene Untereinheiten 	<i>Cnidium dubium</i> <i>Viola stagnina</i> <i>Serratula tinctoria</i> <i>Stellaria palustris</i> <i>Achillea ptarmica</i> <i>Luzula multiflora</i> <i>Veronica scutellata</i> u.a.
Poo-Lathyretum palustris Walther ex R. Tx. 1955 / <i>Lathyrus palustris</i> -Gesellschaft	<ul style="list-style-type: none"> 2-schürige Mähwiesen bes. an Nebenflüssen der Elbe uferfern mit guter Wasserversorgung, häufig mit Grundwassereinfluss, Überstauung im Frühjahr, wechselläss, Überschlückung seltener als bei den Flutrasen standörtlich mit dem <i>Caricetum gracilis</i> und <i>Phalaridetum arundinaceae</i> in Kontakt stehend 	<i>Lathyrus palustris</i> <i>Poa palustris</i> <i>Iris pseudacorus</i> <i>Carex gracilis</i> <i>Glyceria maxima</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Carex disticha</i>
Sanguisorbo-Silaetum pratensis Knapp 1954 / <i>Silaum silaus</i> -Gesellschaft	<ul style="list-style-type: none"> reine Mähwiesen Elbe und Nebenflüsse oberhalb der Brenndoldenwiesen, nur selten und sehr kurzzeitig überflutet basenreiche, lehmige Sande bis tonige Lehme 	<i>Silaum silaus</i> <i>Sanguisorba officinalis</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Cnidium dubium</i>

Für die derzeitige Bestandessituation im Grünland des Untersuchungsgebiets müssen mehrere Faktoren als Ursachen angenommen werden:

- Die großflächigen Mähstandweiden erlauben weder spezialisierten schnitt- noch weideangepassten Pflanzenarten, ihre Konkurrenzvorteile zu realisieren und tragfähige Vorkommen aufzubauen.
- Früher qualmwasserbeeinflusste Standorte des Deichhinterlandes sind durch die Hydromelioration stark verändert worden. Überstauungen halten nicht mehr so lange an, und die Grundwasserlamelle sinkt bei Trockenheit weit unter die Geländeoberkante ab. Arten, die zeitweisen Wassermangel nicht tolerieren, verschwinden oder werden auf kleinräumige Extremstandorte zurückgedrängt.
- Auch an selten überfluteten Standorten im Deichvorland hat das nährstoffbelastete Elbwasser so große Stickstofffrachten hinterlassen, dass nitrophile und konkurrenzstarke Ubiquisten oligo- bis mesotraphente Pflanzenarten verdrängen konnten. Die Flussdeiche bilden oftmals die letzten

Refugien dieser Arten. (Dieser Ursachenkomplex gilt in gleicher Weise für Vordeichflächen auf der niedersächsischen Elbseite.)

Die alleinige Anwesenheit auentypischer und bedrohter Grünlandgesellschaften in der niedersächsischen Elbaue und die Kenntnis der generellen Rückgangsursachen für diese Gesellschaften allein reichen jedoch nicht aus, um die Abwesenheit dieser Bestandstypen im Untersuchungsgebiet zu erklären. Hierzu müssen erst folgende Fragen geklärt werden:

- Eignen sich die Standortverhältnisse im Untersuchungsgebiet derzeit und nach der geplanten Rückdeichung überhaupt, um die in Tabelle 12 aufgeführten Pflanzengesellschaften des Auengrünlands mit den ihnen typischen Arten wieder etablieren zu können?
- Welches Regenerationspotential (z.B. Diasporenvorrat) besitzen die an Arten verarmten Standorte? Werden durch die Deichrückverlegung Standortbedingungen wiederhergestellt, die die Wiederansiedlung bzw. Ausbreitung typischer Auengrünlandarten begünstigen? Durch welche Form der Bewirtschaftung kann dieses Potential reaktiviert werden?

4.2 Einfluss des Standorts auf die Vegetation

4.2.1 Vorbemerkungen

Die Art und Weise der Landbewirtschaftung gilt gemeinhin als der prägende Standortfaktor bei der Differenzierung von Grünlandvegetation. Ob beweidet oder gemäht wird, und mit welcher Intensität und zu welchem Zeitpunkt dies geschieht, entscheidet darüber, welche Arten sich in Grünlandbeständen durchsetzen können und somit über die Artenzusammensetzung der Bestände. Der Standort spielt in der modernen Intensivlandwirtschaft zumeist nur eine untergeordnete Rolle.

Im Gegensatz dazu üben die Standortbedingungen in Auenlandschaften, wie Abbildung 20 darlegt, einen viel größeren Einfluss auf die Vegetation aus. Abhängig vom Geländere relief unterscheiden sich insbesondere das Bodensubstrat, das Wasser- und das Nährstoffangebot erheblich. Darüber hinaus limitieren periodische Frühjahrshochwässer und episodische Starkhochwässer das Wachstum der Pflanzen. Unter der Einwirkung des Komplexes aus ökologischen Standortfaktoren und Landbewirtschaftung haben sich charakteristische Zonationskomplexe im Auengrünland ausgebildet.

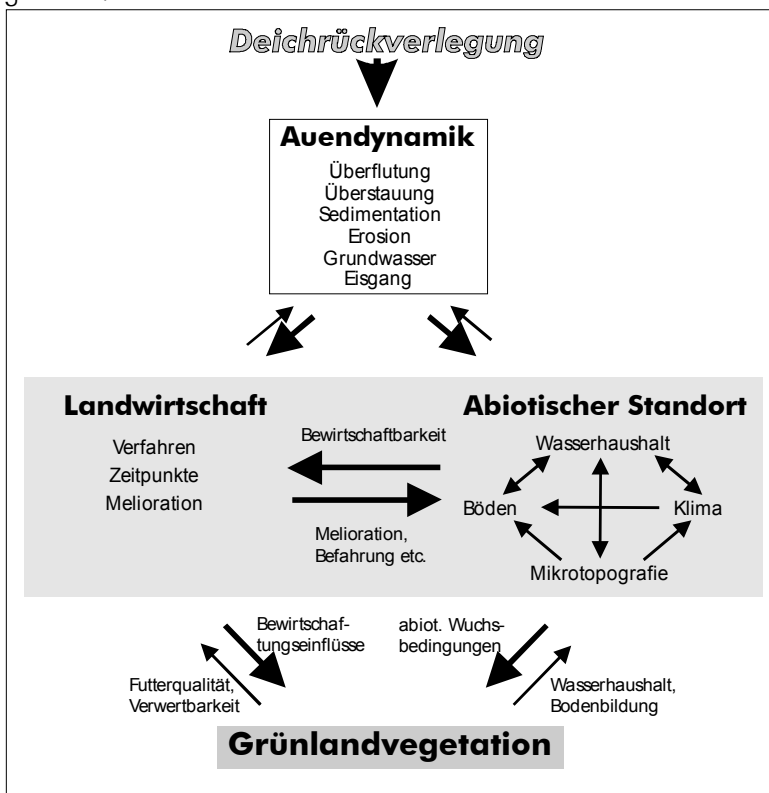


Abb. 20: Schematische Übersicht über den Zusammenhang von Landwirtschaft und abiotischen Standortbedingungen in Flussauen. – Beide Faktorenkomplexe beeinflussen sich wechselseitig und wirken auf die Differenzierung der Grünlandvegetation. Sie unterliegen einer starken Dynamik. Die Analyse des Wirkungskomplexes ermöglicht Rückschlüsse auf die Sukzession der Grünlandbestände im Rückdeichungsgebiet.

Die Analyse der räumlichen Verteilung der Grünlandvegetation im rezenten Deichvorland – dort herrschen die Standortbedingungen, die später auch das Rückdeichungsgebiet betreffen werden – sowie die Untersuchung ihrer Abhängigkeit von standörtlichen Gradienten ermöglicht es, Rückschlüsse auf die Sukzessionsprozesse zu ziehen, die im Grünland nach der Deichrückverlegung stattfinden werden.

Zunächst soll daher an Hand von Transektuntersuchungen die Zonierung der Grünlandvegetation im Deichvorland beschrieben werden. Nach der Darstellung der edaphischen und hydrologischen Standortverhältnisse der vorgefundenen Grünlandbestände werden die Wirkungsgrößen der Ein-

zelfaktoren analysiert. Hierbei steht die Frage im Mittelpunkt, welche Faktoren sich dafür eignen, die Entwicklung der Grünlandvegetation nach der Deichrückverlegung mittelfristig vorherzusagen.

4.2.2 Vegetationszonierung im Deichvorland

In Abbildung 21 ist die Vegetationszonierung im Deichvorland an Hand eines Querprofils durch den Lütkenwischer Werder (Elbe-km 476,3) dargestellt. Das Profil besteht aus drei durchgängigen Transekten, die nahe dem Elbufer, in der Mitte des Vorlandes und nahe am Flussdeich liegen. Sie besitzen eine Gesamtlänge von 150 m. Die eingemessenen Geländehöhen entlang des untersuchten Profils sind mit der Mittelwasserlinie für den betreffenden Elbe-Kilometer in Bezug gesetzt. Deren NN-Höhe von 16,91 m (entsprechend der mittleren Abflussrate von 694 m³/s) beschreibt den Nullpunkt.

Vegetationsabfolge

In den höchsten Geländelagen, die im Transekt 5 durch die Uferrhene repräsentiert werden, gedeiht das Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori in seiner wechselfrischen Ausprägung (**A**). Es geht in einer Geländehöhe von 1,4 m ü. MW in die wechselfeuchte Ausprägung (**B**) der gleichen Gesellschaft über. Angezeigt wird dieser Wechsel durch den Wegfall von Frische- und Trockniszeigern wie z. B. *Plantago lanceolata*, *Leontodon autumnalis* oder *Bromus hordeaceus*. Die Bedeckungswerte von *Agrostis capillaris* gehen von 30-40 % auf unter 5 % zurück. Wechselfeuchte tolerierende Arten erhöhen ihren Bedeckungsanteil oder treten hinzu, darunter *Poa palustris*, *Glechoma hederacea* und *Ranunculus repens*.

Unterhalb von durchschnittlich 1,0 m über dem Mittelwasser reduziert sich die Artenanzahl der Pflanzenbestände rapide. Besonders Kräuter, wie *Trifolium* spp., *Taraxacum officinalis* oder *Cerastium holosteoides*, fallen hier gleichzeitig und fast vollständig aus. Im zweiten Aufwuchs wird dieser Übergang deutlich durch die Blütensprosse von *Rumex thrysiflorus* angezeigt und wirkt „wie mit dem Lineal gezogen“. Das Bestandsbild der artenarmen Elytrigia repens-Alopecurus pratensis-Gesellschaft (**C**) ist von Obergräsern geprägt, wie den namengebenden Arten Quecke (*Elytrigia repens*) und Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*), aber auch von der Sumpf-Rispe (*Poa palustris*) und der Gemeinen Rispe (*Poa trivialis*).

Sowohl im Elbe-nahen Transekt 5 als auch im mittleren Deichvorland (Transekt 6) kommt unterhalb von 0,7 m ü. MW *Phalaris arundinacea* zur Dominanz. In den Phalarideten (**D**) steigt der Bedeckungsanteil des Rohrglanzgrases rasch bis auf über 80 % an. Die meisten Wechselfeuchtezeiger werden von solchen Arten verdrängt, die wechselnasse Standortbedingungen zu tolerieren vermögen, z. B. Röhrichtarten wie *Sium latifolium* oder *Glyceria maxima*.

Im deichnahen Transekt 7 geht die Quecken-Fuchsschwanz-Gesellschaft allmählich in einen Flutrasen vom Typ Ranunculo-Alopecuretum geniculati über. *Phalaris arundinacea* erreicht nur einen Bedeckungsanteil von maximal 20 %, während der Knick-Fuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*) auf Bedeckungswerte von bis zu 80 % ansteigt. Am Ende des Transektes geht der Flutrasen (**E**) in ein Schlankseggen-Ried (*Caricetum gracilis*; **F**) über, das die dortige Flutrinne säumt.

Aus den Untersuchungen wird deutlich, dass alle drei Transekte weitestgehend die gleiche charakteristische Vegetationsabfolge zeigen. Das Standortsgefälle wird durch nicht-lineare (mit Plateaus) bis diskontinuierliche Vegetationsübergänge angezeigt (vgl. GLAVAC 1996). Die Transekte beinhalten also deutlich voneinander abgrenzbare Vegetationseinheiten, deren Übergänge von der Präsenz von bestimmten Pflanzenarten bzw. deren Wechsel in der Artmächtigkeit angezeigt werden. Demnach müssen auch die prägenden Standortfaktoren ihre Wirkung auf die Vegetationsbestände höhenabhängig entfalten.

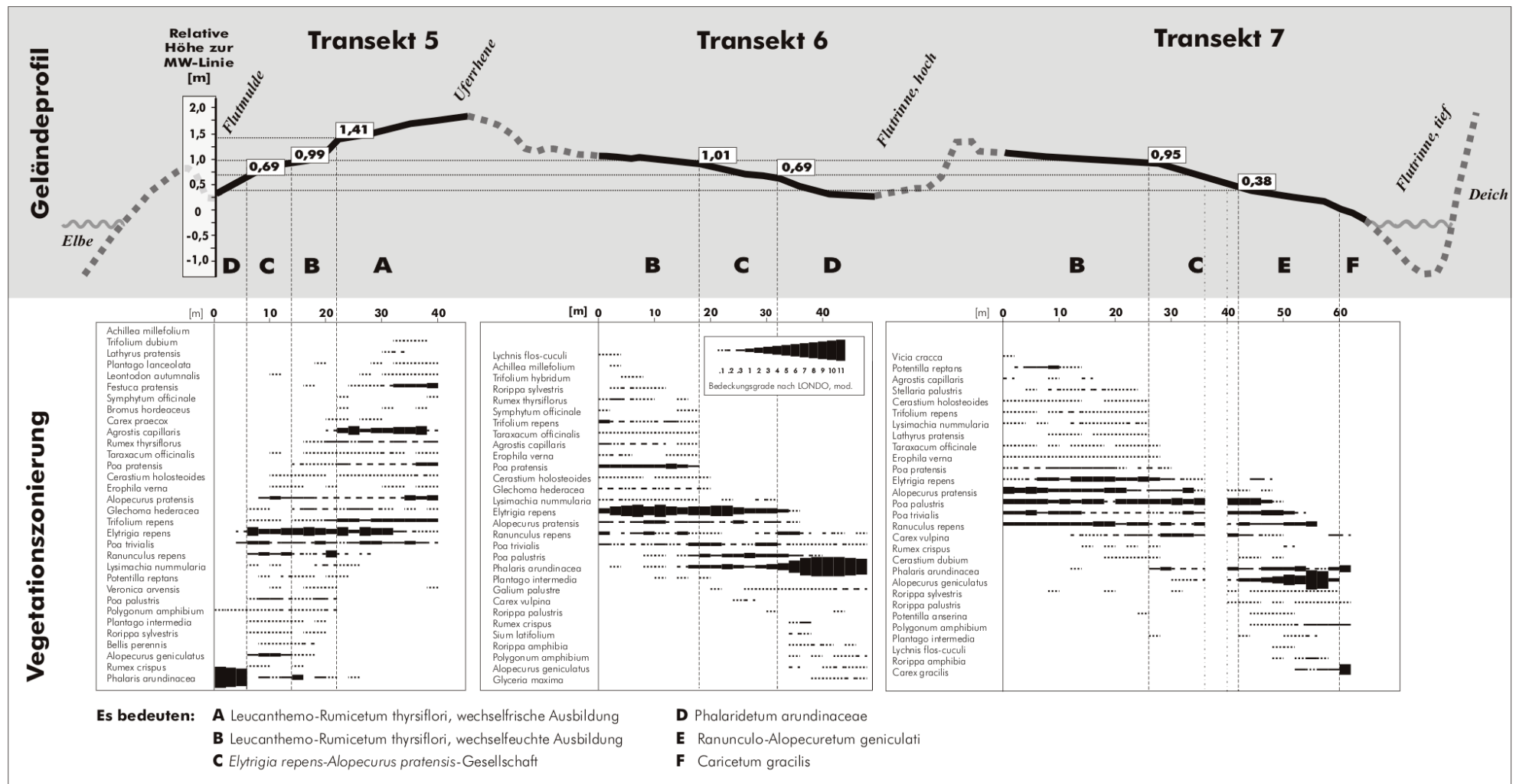


Abb. 21: Darstellung der Vegetationszonierung von Vordeichgrünland an Hand dreier durchgängiger Transekte im Lütkenwischer Werder (Elbe-km 476,3). – Alle drei Transekte zeigen weitestgehende Übereinstimmung in der Abfolge der vorgefundenen Bestandstypen wie auch in deren relativer Höhe und dem Veränderungsmuster der Artenzusammensetzung.

4.2.3 Edaphische Standortverhältnisse

Die Bodenverhältnisse in Flussauen sind außerordentlich heterogen (vgl. Kap. 2.3). Sie sind das Ergebnis der Morpho- und Hydrodynamik, mit der der Fluss die mitgebrachten Stofffrachten in der Aue verteilt. So finden sich nahe am Fluss, wo höhere Strömungsgeschwindigkeiten herrschen, vorwiegend gröbere Sande und Kiese. Weiter vom Flussbett entfernt und in strömungsberuhigten Abschnitten des Vorlandes werden feine Schwebstoffe abgelagert, die häufig reich an organischer Substanz sind (SCHWARTZ 1999a).

Die Bodentypen, die sich abhängig von der Zusammensetzung des abgelagerten Substrats und der Stärke des Grundwassereinflusses herausgebildet haben, bestimmen v.a. durch ihren Nährstoffgehalt und ihr spezifisches Wasserdargebot die Wuchsbedingungen der Grünlandbestände.

An Hand von Profilbohrungen (zur Methodik vgl. Kap. 3.2.3) wurde die Horizontabfolge an den Wuchsorten der vorgefundenen Grünlandgesellschaften untersucht. Die Zuordnung der Bodentypen erfolgte nach der von GRÖNGRÖFT & SCHWARTZ (1999) modifizierten Systematik des ARBEITSKREISES BODENSYSTEMATIK (1998).

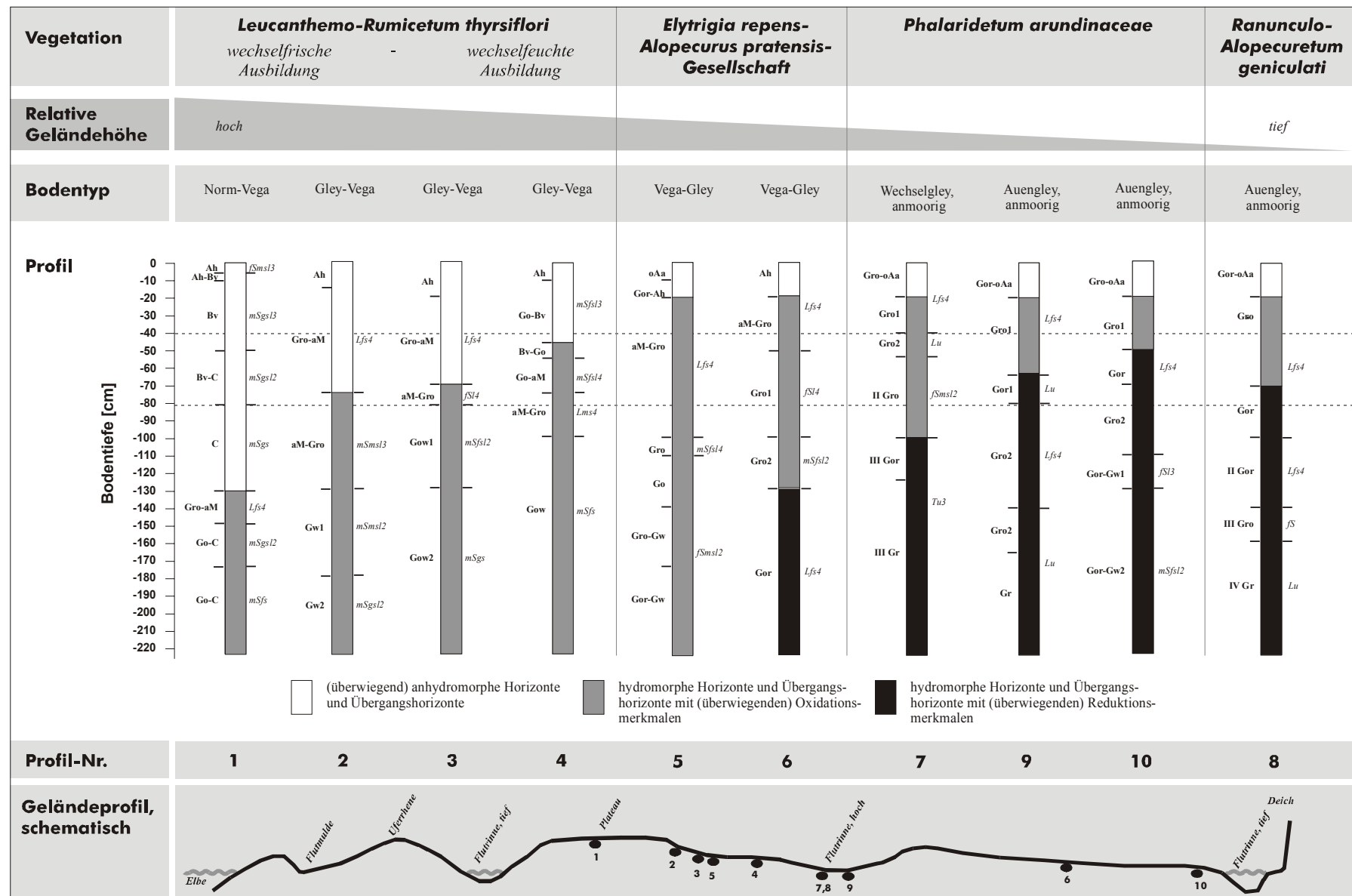
Bodentypen und -substrate

In Abbildung 22 sind die untersuchten Bodenprofile dargestellt. Sie sind von links nach rechts in abfallender Geländehöhe angeordnet. Bezugspunkt ist die Mittelwasserhöhe am Elbe-km 476,3.

Die vorgefundenen Pflanzengesellschaften lassen sich bestimmten Bodentypen zuordnen. In den Bodenprofilen der Straußampfer-Margeriten-Wiesen (*Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*) ist ein Grundwassereinfluss in Tiefen von 1,3 bis 0,5 m unter Flur erkennbar. Die vorgefundenen Profile sind Böden vom Typ der Norm-Vega und Gley-Vega zuzuordnen. Die Grundwasserschwankungen in diesen „Auen-Braunerden“ sind zwar beträchtlich, jedoch bleibt die Grundwasserlamelle üblicherweise unterhalb der durchwurzelter Bodenschichten. Das Substrat, das über die gesamte Profiltiefe sehr homogen ist und aus (stark) lehmigen Sanden oder (stark) sandigen Lehmen besteht, erlaubt zwar, dass der Aquifer rasch Wasserstandsveränderungen der Elbe folgt. Jedoch wirken sie gleichsam als „kapillare Sperre“, da sie grobporig sind und bei gespannten Grundwasserverhältnissen (vgl. Kap. 2.3) kaum einen kapillaren Wasseraufstieg ermöglichen. Die Wasserversorgung der Standorte muss demnach hauptsächlich über Niederschläge und gelegentliche Überflutungen erfolgen.

An den Wuchsorten der Quecken-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft (*Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft) erreicht das Grundwasser regelmäßig Bodentiefen von weniger als 40 cm unter Flur; überwiegend reduzierte Bodenhorizonte liegen mehr als 80 cm unter der Bodenoberfläche. Gemäß ihrem Übergangscharakter werden die betreffenden Bodentypen als Vega-Gley bezeichnet. Die Bodensubstrate gleichen denen der Straußampfer-Standorte. Durch den geringeren Flurabstand kann das Grundwasser zumindestens zeitweise zur Wasserversorgung dieser Bestände beitragen.

Sowohl die Rohrglanzgrasröhrichte (*Phalaridetum arundinaceae*) als auch die Flutrasen vom Typ *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* gedeihen auf Wechselgleyen bis typischen Auengleyen. Die Bodentypen zeichnen sich wie die vorangegangenen durch einen ausgeprägten Wechsel der Grundwasserhöhe aus. Allerdings sinkt der Aquifer selten unterhalb von mehr als 80 cm unter Flur ab und kann deshalb wesentlich – sei es direkt oder per kapillarem Aufstieg – zur Wasserversorgung der Vegetation beitragen. Die Bodensubstrate sind im oberen Profilteil sandige Lehme, darunter finden sich oft bindigere Lehme bis Tone.



(Abbildungslegende auf S. 61, oben)

Abb. 22: Bodenprofile im Vordeichgrünland am Beispiel des Lütkenwischer Werders. – Anordnung von links nach rechts in abfallender Geländehöhe. Die Bandbreite der vorgefundenen Bodentypen reicht von Norm-Vegen auf den am höchsten gelegenen Geländeabschnitten bis zu anmoorigen Auengleyen in den Flutrinnen und -mulden. Während in hohen Geländeteilen über das gesamte Profil lehmige Sande bis sandige Lehme vorherrschen (*kursiv* rechts von den Profilen), finden sich in Geländeeintiefungen bindigere Substrate bis hin zu schluffigen Tonen. Die Korngrößenzusammensetzung der Böden ist zusammen mit der Amplitude der Grundwasserschwankungen im Jahresverlauf für die hydromorphe Kennzeichnung der Bodenschichten verantwortlich. Deutlich rücken diese Merkmale bei abfallender Geländehöhe der Geländeoberkante näher. Es bedeuten: schwarz = überwiegend von Reduktionserkmalen geprägte Bodenhorizonte; grau = überwiegend von Oxidationsmerkmalen geprägte Bodenhorizonte; weiß = anhydromorphe Bodenhorizonte. (Abkürzungen vgl. ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK 1998).

Bodenchemische Analysen

Insgesamt wurden 22 Oberbodenproben (0-30 cm Bodentiefe) analysiert, davon entfallen drei auf Böden des Typs Norm-Vega, sechs auf Gley-Vegen, fünf auf Vega-Gleye und acht auf Auengleye. Die NN-Höhen der Probenahmestandorte reichen von 17,00 bis 18,96 m; sie entsprechen mittleren Überflutungsdauern pro Vegetationsperiode zwischen 2 bis 127 Tagen und decken somit das gesamte standörtliche Spektrum der vorgefundenen Grünlandtypen ab.

Der Übersichtlichkeit wegen sind die Analyseergebnisse in Tabelle 13 nach Bodentypen geordnet zusammengefasst. Den Probenahme-Standorte, an denen keine Profilbohrung stattfand, wurden an Hand der Geländehöhe und Vegetation Bodentypen zugewiesen. Die wichtigsten Ergebnisse sind anschließend in Abbildung 23 veranschaulicht.

▪ Analyseergebnisse

Tab. 13: Im Oberboden verschiedener Bodentypen gemessene bodenchemische Parameter (Es bedeuten: Mw - Mittelwert, Min - Minimumwert, Max - Maximumwert).

Bodentyp	pH (CaCl ₂)			LF [μ S]			C _{tot} [%]			N _{tot} [%]			K _{DL} [g/kg]			P _{DL} [g/kg]		
	Mw	Min	Max	Mw	Min	Max	Mw	Min	Max	Mw	Min	Max	Mw	Min	Max	Mw	Min	Max
Norm-Vega	5,1	4,8	5,3	101	76	125	3,1	2,4	3,7	0,26	0,20	0,31	0,09	0,05	0,15	0,06	0,05	0,09
Gley-Vega	5,7	5,3	5,9	212	170	250	5,5	4,0	7,4	0,44	0,37	0,55	0,07	0,06	0,08	0,11	0,02	0,20
Vega-Gley	5,8	5,3	6,2	295	243	418	6,4	5,6	7,3	0,51	0,45	0,59	0,08	0,06	0,12	0,16	0,09	0,20
Auengley	5,6	5,1	6,0	495	144	658	7,2	6,2	8,3	0,55	0,45	0,66	0,09	0,04	0,19	0,20	0,11	0,30

Der Gesamt-Kohlenstoffgehalt (C_{tot}), der den Humusgehalt der Oberböden beschreibt, liegt zwischen 2,4 und 8,3 %. Die höchsten Werte wurden in den Senkenlagen in anmoorigen Auengleyen gemessen, die geringsten Werte aus Norm-Vegen der höchsten Geländelagen. Dementsprechend ist der Kohlenstoffgehalt stark mit der mittleren jährlichen Überflutungsdauer korreliert ($r = 0,70$). Für die hohen Werte in Senken und Flutrinnen kommen als Ursachen einerseits der Eintrag partikulärer und gelöster organischer Substanz bei Hochwässern in Betracht. Andererseits führt das feuchte Mikroklima in Bodennähe dazu, dass der Bestandsabfall (Streue) nur teilweise mineralisiert und zu Teilen humifiziert wird, woraus auch die Anmmorigkeit der Profils erklärbar ist. Beobachtungen haben gezeigt, dass der Bestandsabfall bei langanhaltender Überflutung und starker Strömung nahezu vollständig abgetragen wird. In solchen Jahren trägt dessen Humifizierung entsprechend wenig oder gar nicht zur Kohlenstoffanreicherung im Oberboden bei.

Alle untersuchten Proben weisen hohe bis sehr hohe Gesamt-Stickstoffgehalte auf (landwirtschaftliche Klassifizierung nach HYDRO AGRI DÜLMEN 1993). Da das Deichvorland traditionell nicht gedüngt wird, kann das Stickstoffangebot zum überwiegenden Teil auf den allochthonen Eintrag durch die Elbe zurückgeführt werden. Die gemessenen Gehalte stehen in starker positiver Beziehung zur Überflutungsdauer ($r = 0,74$). Auffällig ebenfalls ist die extrem hohe Korrelation zum Kohlenstoffgehalt ($r = 0,96$); sie ist nur dadurch erklärbar, dass der überwiegende Teil des Stickstoffs im Oberboden an organische Substanz gebunden ist und nur zu geringen Anteilen als frei verfügbares Nitrat oder Ammonium vorliegt.

Eine ähnlich hohe Korrelation zur organischen Substanz zeigt das pflanzenverfügbare Phosphat ($r = 0,83$). Die gemessenen Konzentrationen differieren jedoch sehr viel stärker als beim Stickstoff; die Versorgung der Böden in den tiefen Geländelagen ist gut bis sehr gut (vgl. HYDRO AGRI DÜLMEN 1993), während sie an höher gelegenen Stellen des Deichvorlandes überwiegend nur als schwach bis mäßig eingestuft werden kann. Die Korrelation zwischen Phosphatangebot und Überflutungsdauer ist weniger ausgeprägt als beim Stickstoff, jedoch deutlich zu erkennen ($r = 0,53$).

Phosphat und gelöste Stickstoffverbindungen (Nitrat, Ammonium) tragen dazu bei, dass in tiefen Geländelagen die höchsten Leitfähigkeiten gemessen werden können. Sie weisen ebenfalls eine stark positive Beziehung zur Überflutungsdauer auf ($r = 0,71$).

Die potentiellen pH-Werte ($\text{pH } [\text{CaCl}_2]$) liegen in den untersuchten Bodenproben im neutralen bis mäßig sauren Bereich (Mittelwert 5,6 [5,1-6,2]) und damit ähnlich hoch wie im Deichhinterland. Abhängigkeiten von der Überflutungsdauer lassen sich nicht nachweisen.

▪ Spezifische bodenchemische Eigenschaften von Bodentypen

In Bezug auf die Leitfähigkeiten zeigen die Bodentypen außerhalb der Senken und Flutrinnen nur eine geringe Streuung; ihre Wertebereiche überlappen kaum. (Der „Ausreißer“ bei den Auengleyen [vgl. Profil 8 in Abb. 23] ist nur durch einen Messfehler erklärbar. Ließe man den Wert unberücksichtigt, ergäbe sich ein Korrelationskoeffizient von 0,89 mit der Überflutungsdauer.)

Sowohl beim Stickstoffgehalt als auch beim Gesamt-Kohlenstoff ist eine deutliche Gruppierung der Bodentypen erkennbar. Während jedoch die Norm-Vegen und die Gleye gut von den anderen Typen getrennt erscheinen, überschneiden sich die Wertespanssen der Nährstoffgehalte bei den Übergangstypen (Gley-Vega und Vega-Gley) weit. Beim pflanzenverfügbaren Phosphat sind die Spannbreiten in allen Bodentypen sehr groß und überlappen weit. Dieser Parameter ist demnach kaum zur Klassifizierung der Bodentypen geeignet.

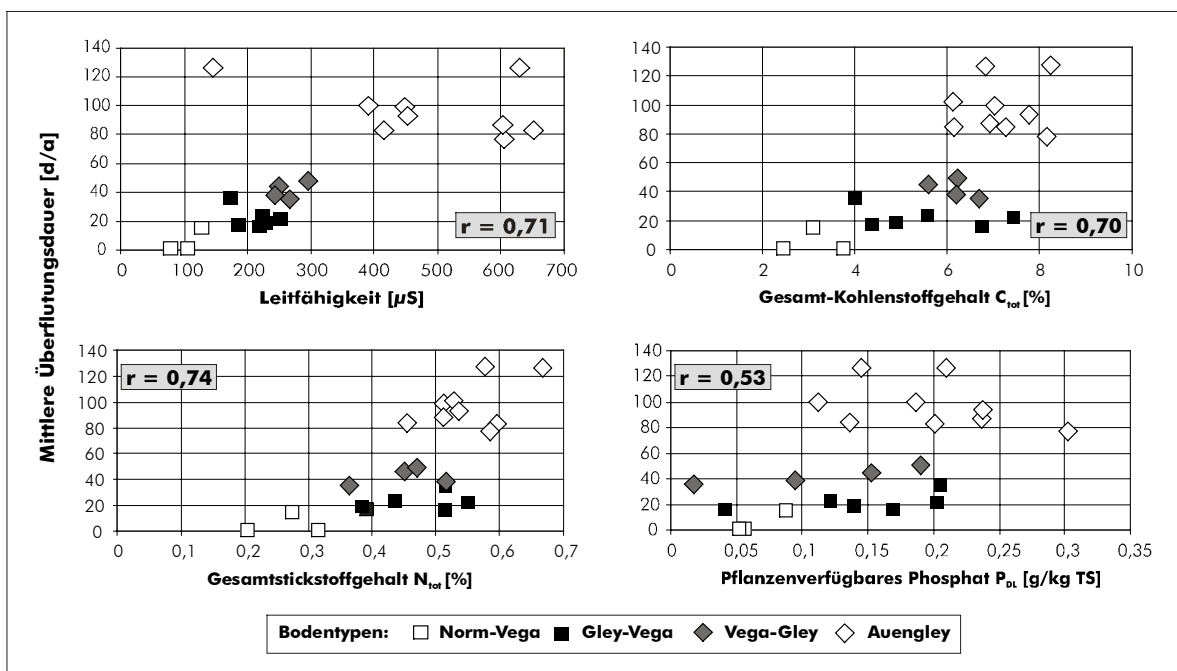


Abb. 23: Beziehung zwischen Bodentypen und bodenchemischen Parametern sowie der mittleren Überflutungsdauer pro Vegetationsperiode (Messreihe von 1964-1998).

4.2.4 Hydrologische Parameter

Überflutungsdauer

Im Kapitel 4.2.2 wurde am Beispiel von durchgängigen Transekten eine vertikale Zonation der Grünlandgesellschaften im Deichvorland nachgewiesen. Die deutlich erkennbaren, diskontinuierlichen Bestandsübergänge wurden nachfolgend dafür verwendet, die „spezifische Höhenlage“ der verschiedenen Grünlandtypen im Deichvorland entlang des gesamten untersuchten Elbeabschnitts zu überprüfen. Die Höhen der Vegetationsübergänge wurden mit Hilfe einer Schlauchwaage eingemessen (zur Methodik vgl. Kap. 3.2.1). Mit Hilfe der Schlüsselkurven- und Dauerlinienstistik (vgl. Kap. 3.2.2) wurden daraufhin die mittleren Überflutungsdauern ermittelt und statistisch ausgewertet. Da die Grünlandvegetation auf Überschwemmungen, die im Frühjahr und Sommer auftreten, empfindlicher reagiert als auf solche im Winterhalbjahr (vgl. z.B. SÝKORA et al. 1988), wurde als Bezugsgröße für die Überflutungstoleranz die mittlere Überflutungsdauer während der Vegetationsperiode (15.04. bis 15.10.) verwendet. Als Flutrasen wurden solche Bestände angesprochen, die eine geschlossene Narbe aufwiesen, demnach also landwirtschaftlich nutzbar sind. Pionierartige Bestände und Schlammfluren wurden mit vegetationslosen Flächen zusammengefasst.

Insgesamt wurden 291 Höhenmessungen durchgeführt. Deren Ergebnisse sind in Abbildung 24 zusammengefasst; dargestellt sind die unteren Vegetationsübergänge („Untergrenzen“) der jeweiligen Gesellschaften.

Die Untergrenzen der wechselfrischen bis wechselfeuchten Grünlandtypen (**1-3**) sind differenzieren sich eindeutig an Hand der Überflutungsdauer. Ihre Mittelwerte sind untereinander und im Vergleich zuden Mittelwerten der Phalarideten und Flutrasen signifikant ($\alpha < 0,05$) verschieden.

In zunehmender Überflutungsdauer ordnen sich die Bestände von der wechselfrische Ausprägung des *Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori* (0-3 Tage) über die wechselfeuchte Ausprägung der selben Gesellschaft (4-20 Tage) bis zu den Quecken-Fuchschwanz-Dominanzbestände (21-41 Tage).

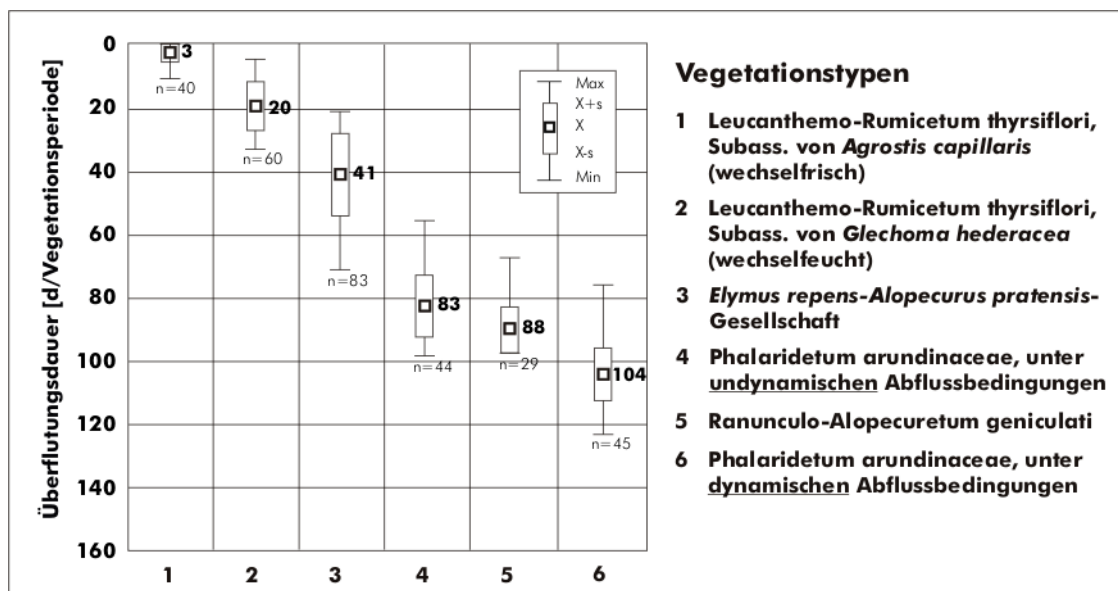


Abb. 24: Mittlere Überflutungsdauern von Grünlandtypen des Deichvorlandes. – Dargestellt ist die mittlere Überflutungsdauer pro Vegetationsperiode (15. April bis 15. Oktober; Mittelwerte der täglichen Abflüsse zwischen 1964 und 1998; vgl. MONTENEGRO et al. 1999a) an den Untergrenzen der Gesellschaften. Die Überflutungsdauer wurde mit Hilfe der NN-Höhe aus Schlüssel- und Dauerlinienkurven für den betreffenden Flussabschnitt (Elbe-km) ermittelt.

Bei den wechselfeuchten bis wechsellässen Phalarideten und Flutrasen (**4-6**), die die tieferen Geländeabschnitte bedecken, ist die Differenzierung weniger deutlich. Auf Grund der Beobachtung, dass das Vorkommen von Flutrasen weitestgehend auf abflusslose Flutrinnen und -mulden be-

schränkt ist, wurden die Messwerte der Rohrglanzgrasröhrichte nach den Orten getrennt, wo sie aufgenommen wurden: An Standorten mit hoher Abflusssdynamik, d. h. ungehindertem Zu- und Abfluss bei Hochwässern, beträgt die Überflutungsdauer der Phalarideten durchschnittlich 42-104 Tage pro Vegetationsperiode. Flutrasen kommen in diesem Fall im Untersuchungsgebiet nur an Sonderstandorten vor, beispielsweise Mulden innerhalb der Phalarideten vor. Herrschen undynamische Abflussverhältnisse vor – kann also das Flutwasser nicht vollständig abfließen –, so ist der Flächenanteil der Flutrasen größer. Die Überflutungsdauer der Phalarideten beträgt hier im Mittel 42-83 und die der Flutrasen zwischen 84 und 88 Tagen. (Die Beschreibung der Zonierung über die Geländehöhe ist nur ein Hilfsmittel, denn die Überstauung unter undynamischen Abflussverhältnissen dauert tatsächlich länger an, als sie allein aus der Geländehöhe zu berechnen ist.) Allerdings ist der Unterschied zwischen den Untergrenzen der Phalarideten und der Flutrasen nicht signifikant ($\alpha = 0,08$). Die Erklärungsmöglichkeiten dafür sind vielfältig: Einerseits kann es weitere Faktoren geben, die die Differenzierung dieser Vegetationstypen bedingen. Andererseits können abflusslose Senken auf verschiedenen Höhengniveaus auftreten. Nicht zuletzt hängt die Andauer der Überstauung auch davon ab, wie effektiv die oberen Bodenschichten die Versickerung des Wassers nach Rückgang eines Hochwassers verzögern (Bindigkeit und Mächtigkeit der Auenlehmdecke).

Alle unterhalb der Phalarideten und ausdauernden Flutrasen liegenden Flächen (Überflutung >88 bzw. >104 Tage) sind Pionierstandorte. Sie sind den größten Teil des Jahres von Vegetation unbedeckt oder werden ephemere von Pflanzenarten der Flutrasen und Schlammfluren (*Bidentetea*-Gesellschaften) bewachsen.

Grundwasser

Die Grundwasserbewegungen folgen den Wasserstandsschwankungen der Elbe; Hochwasserwellen wie Niedrigwässer können so bis weit in die Auen hinein die Wasserversorgung der Vegetation beeinflussen. Die Amplitude der Schwankungen ist unmittelbar am Fluss am größten. Abseits davon nimmt sie mit steigender Entfernung ab und gleicht somit einer gedämpften Schwingung (vgl. Kap. 2.5.2). Insofern sind nahe am Fluss nur solche Pflanzenarten anzutreffen, die starke Grundwasserschwankungen zu ertragen vermögen. Erst in einiger Entfernung zum Fluss finden sich dagegen Pflanzenbestände, die an geringe Veränderungen im Grundwasserstand angepasst sind (vgl. LEYER 1998). Inwieweit das Grundwasser zur Wasserversorgung der Grünlandvegetation beitragen kann, hängt maßgeblich von der Mächtigkeit der Deckschicht aus Auenlehm, deren Korngrößenzusammensetzung und davon ab, wie lange gespannte Grundwasserverhältnisse im Jahresverlauf andauern und einen kapillaren Wasseraufstieg ermöglichen (SCHWARTZ 2001, MONTENEGRO et al. 2000). Im Gegensatz zu den Holzpflanzen, die mit ihren Wurzeln bis zum dauerhaft reduzierten Gr-Horizont hinab vordringen können (beobachtete Wurzeltiefen bis ca. 2 m; Schwartz 2000), ist die krautige Vegetation kaum in der Lage, den Boden bis zu ständig wasserführenden Bodenschichten hinab zu durchwachsen.

Im folgenden soll geklärt werden, welche Dynamik das Grundwasser in den vorgefundenen Grünlandtypen des Vorlandes besitzt. Hierzu werden die Profile herangezogen, an denen bereits die Bodentypen charakterisiert wurden (vgl. Kap. 4.2.3). Als Bezugsdaten dient das Grundwassermodell für das Untersuchungsgebiet (MONTENEGRO et al. 2000), das die langjährige Abflusstatistik der Elbe 1964-1998 (MONTENEGRO et al. 1999d) und das hydraulische Modell der BAW (vgl. BLEYEL 1999a) mit einbezieht. Nach Wawra (2000, mdl. Mitt.) ist das Modell jedoch nicht auf Vordeichbereiche geeicht, die, wie der Lütkenwischer Werder, durch Altarme direkt an die Wasserstandsveränderungen der Elbe angeschlossen sind. Solche Gebiete zeigen wesentlich dynamischere Grundwasserbewegungen als breite Deichvorländer ohne Altwässer.

Laut SCHWARTZ (2001) ist die Größe der Abweichung zwischen den Werten des Grundwassermodells und den realen Potentialen dabei in erster Linie von der Bindigkeit des Substrats abhängig. Er errechnete für hochgelegene Standorte, deren Untergrund aus sandigen Bodenarten besteht, die die Grundwasserbewegungen kaum dämpfen, eine mittlere Differenz von +0,95 m zum Modell. An Senkenstandorten, wo bindige Substrate den Potentialausgleich nach oben gleichsam „abdichten“ (Dämpfung), beträgt die mittlere Abweichung dagegen nur +0,60 m.

▪ Grundwasserdynamik im Deichvorland

In Abbildung 25 sind die Grundwasserdauerlinien für verschiedene Grünlandgesellschaften (mittlere Tageswerte der Grundwasserpotentiale für den Zeitraum 1964-1998) am Beispiel der Bohrpunkte aus Abbildung 22 dargestellt. Der durchschnittliche Abstand der Bohrpunkte zum nächsten Knoten des Grundwassersmodells, dessen Statistik zur Beschreibung herangezogen wurde, beträgt 60 m. Die extrahierten Modellwerte wurden dabei jeweils um die von SCHWARTZ (s.o.) errechneten Beträge korrigiert (Profile 1-6 um +0,95 m und Profile 7-10 um +0,60 m).

Die Dauerlinien der Grundwasserpotentiale ordnen sich von oben nach unten von den Flutrasen (tiefster Geländepunkt) bis zu den wechselfrischen Leucanthemo-Rumiceten an. Alle Dauerlinien zeigen einen ähnlichen Verlauf und etwa gleich große mittlere Schwankungsamplituden (Differenz zwischen Anfangs- und Endwert). Dennoch lassen sich, bedingt durch den verschiedenen Abstand der Punkte zur Elbe bzw. mit der Elbe in dauerhafter Verbindung stehenden Flutrinnen innerhalb der Pflanzengesellschaften geringe Unterschiede in der Dynamik der Grundwasserpotentiale erkennen: So ist beispielsweise am Geländepunkt 6, der nahe an der deichnahen, ständig wasserführenden Flutrinne liegt, eine höhere Dynamik erkennbar als am Punkt 4, in der Mitte des Deichvorlandes.

Im Mittel aller Tageswerte zwischen 1964 und 1998 nehmen die Grundwasserpotentiale Werte zwischen -1,94 (höchste Leucanthemo-Rumiceten) und -0,39 m (Flutrasen) an. Die Gesamtamplitude der Grundwasserschwankungen beträgt zwischen durchschnittlich 3,00 und 4,31 m, d.h. alle Standorte weisen eine sehr große Dynamik im Grundwasserstand auf, die von Potentialen oberhalb der Geländeoberkante (artesisch gespannt; in der Regel von Überflutungsereignissen begleitet) bis zu mehr als 3,5 m unterhalb der Bodenoberfläche. Allerdings muss die Dynamik gemäß den o.g. Anmerkungen in der Realität eher noch größer angenommen werden, als sie durch das Modell abgebildet wird.

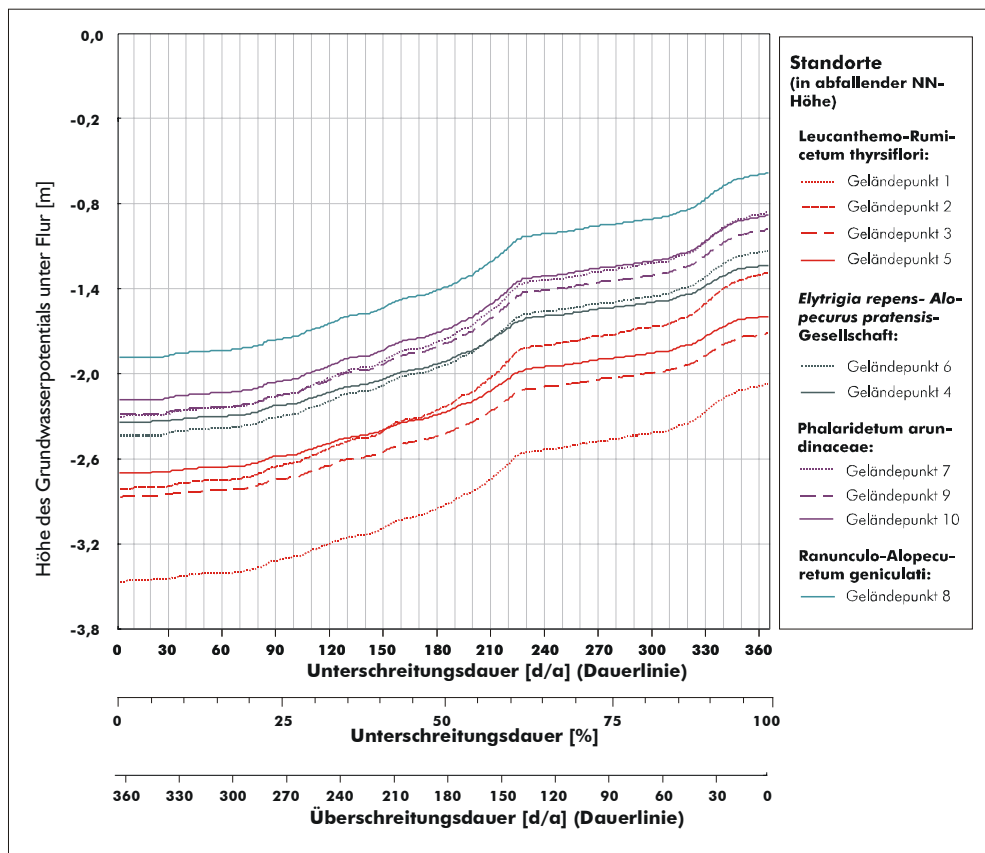


Abb. 25: Langjährige mittlere Dauerlinien des Grundwasserpotentials (1964-1998) für verschiedene Grünlandgesellschaften des Deichvorlandes am Beispiel der Geländepunkte 1-10 (vgl. Abb. 21 u. 22) im Lütkenwischer Werder (Datengrundlage: MONTENEGRO et al. 1999d). – Anmerkungen im Text.

▪ Bedeutung des Grundwassers für die Wasserversorgung der Grünland-vegetation

Um die Rolle des Grundwassers bei der Wasserversorgung der Grünlandvegetation einschätzen zu können, reichen die mittleren Grundwasserflurabstände jedoch nicht aus. Erst die Kenntnis ihrer Verweildauern auf bestimmten Niveaus ermöglicht genauere Aussagen.

In Tabelle 14 sind verschiedene Kenngrößen der Grundwasserpotentiale für die gewählten Geländepunkte aufgelistet. Grundlage sind die Tagesmittelwerte der Grundwasserstände zwischen 1964 und 1998 (aus: MONTENEGRO et al. 1999d). Sie wurden in Bezug gesetzt zur Mächtigkeit der Deckschicht*³ und deren Korngrößenzusammensetzung. Diese Parameter bestimmen maßgeblich, wie lange gespannte Grundwasserverhältnisse andauern müssen, damit der Wurzelhorizont der Grünlandpflanzen vom Wasser erreicht wird.

In den untersuchten Phalarideten und in Flutrasen (Profile 7-10) herrschen ständig gespannte Grundwasserverhältnisse, d.h. im Mittel unterschreitet das Grundwasserpotential an keinem Tag des Jahres die Unterkante der Deckschicht. Die Bodensubstrate sind in der Regel bis in den durchwurzelten Bereich sehr bindig, was den kapillaren Wasseraufstieg begünstigt. Es kann daher angenommen werden, dass die Pflanzenbestände, mit Ausnahme von Phasen extremer Trockenheit, in der der Wasserbedarf die kapillare Nachlieferung von Grundwasser übersteigt, ständig Grundwasseranschluss besitzen. Die tiefer wurzelnden Phalarideten werden dadurch nach eigenen Beobachtungen bei anhaltend trockener Witterung weniger beeinträchtigt als Flutrasen.

Währenddessen weisen die Quecken-Fuchsschwanz-Bestände (Profile 5 und 6) nur über die Hälfte des Jahres gespannte Grundwasserverhältnisse auf (181/187 Tage). Ein Viertel des Jahres (75 %-Quartile) steht das Grundwasser höchstens 45 cm (42/48 cm) unter Flur.

Nur an zwei der vier untersuchten Profile in den Leucanthemo-Rumiceten (Profile 1-4) ist überhaupt eine zusammenhängende Auenlehmschicht vorhanden. Da die Standorte sehr hoch liegen, wird deren Unterkante im Durchschnitt gar nicht bzw. nur 94 Tage des Jahres erreicht. Wie auch in den Quecken-Fuchsschwanz-Beständen sind die Substrate zudem verhältnismässig sandig, und der kapillare Wasseraufstieg ist wegen der Grobporigkeit des Bodens erschwert. So stagnierten alle wechselfeuchten bis wechsellassen Bestände in niederschlagsarmen, heißen Wetterperioden der Jahre 1998 und 1999 im Wachstum.

Tab. 14: Kenngrößen der Grundwasserpotentiale an den Bohrpunkten 1-10 im Lütkenwischer Werder (Profile: 1-4 - *Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori*; 5-6 - *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft; 7,9,10 - *Phalaridetum arundinaceae*; 8 - *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*).

Profil	Minimum	25%-Quar- tile	50%-Quar- tile	75%-Quar- tile	Maximum	Deckschicht- mächtigkeit	Lage Gro	Lage Gor	gesp. Gw- Verhältnisse [d/a]
1	-3,57	-2,55	-2,09	-1,39	0,31	keine	-1,30	<-2,20	0
2	-3,02	-1,90	-1,40	-0,63	1,29	0,75	-0,75	<-2,20	0
3	-2,81	-1,94	-1,56	-0,98	0,34	0,80	-0,70	<-2,20	94
4	-2,61	-1,77	-1,41	-0,84	0,39	keine	-0,45	<-2,20	0
5	-2,50	-1,51	-1,09	-0,42	1,13	1,00	-0,20	<-2,20	181
6	-2,25	-1,41	-1,05	-0,48	0,75	1,00	-0,20	-1,30	187
7	-2,46	-1,38	-0,91	-0,18	1,53	>2,20	-0,20	-1,00	365
9	-2,35	-1,36	-0,94	-0,27	1,28	>2,20	-0,20	-0,65	365
10	-2,25	-1,26	-0,84	-0,17	1,38	>2,20	-0,20	-0,50	365
8	-1,95	-0,96	-0,54	0,13	1,68	>2,20	-0,20	-0,70	365

*³ Die Deckschicht besteht aus Auenlehm; dieser definiert sich über die Bodenartenzusammensetzung. Als Auenlehm werden demnach alle Substrate zusammengefasst, die einen mittleren bis hohen Feinerdeanteil besitzen, d.h. Sande mit S>I2, S>u2, S>t2, Lehme und Tone (vgl. GRÖNGRÖFT & SCHWARTZ 1999).

4.2.5 Korrespondenzanalysen

Die Kapitel 4.2.2.1-4.2.2.3 haben dargelegt, wie sich die Grünlandvegetation entlang von Gradienten verändert und in welcher Weise Korrelationen zwischen Standortfaktoren und Vegetation bestehen. Unabhängige und abhängige Variablen wurden identifiziert. Die folgende Ergebnisse sollen klären, wie groß der Einfluss der verschiedenen Standortfaktoren ist und welche Faktoren sich für eine Prognose der Vegetationsveränderungen heranziehen lassen.

Rangfolge der Standortvariablen bei der Differenzierung der Vegetation

Insgesamt 108 Vegetationsaufnahmen aus dem Deichvorland wurden einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) unterzogen. Neben der Flächennutzung wurden die mittlere Überflutungsdauer während der Vegetationsperiode (vgl. Kap. 4.2.4) und die Korngrößenzusammensetzung im Oberboden mit den Vegetationsaufnahmen ordiniert. Die Ergebnisse sind in Abbildung 26 dargestellt.

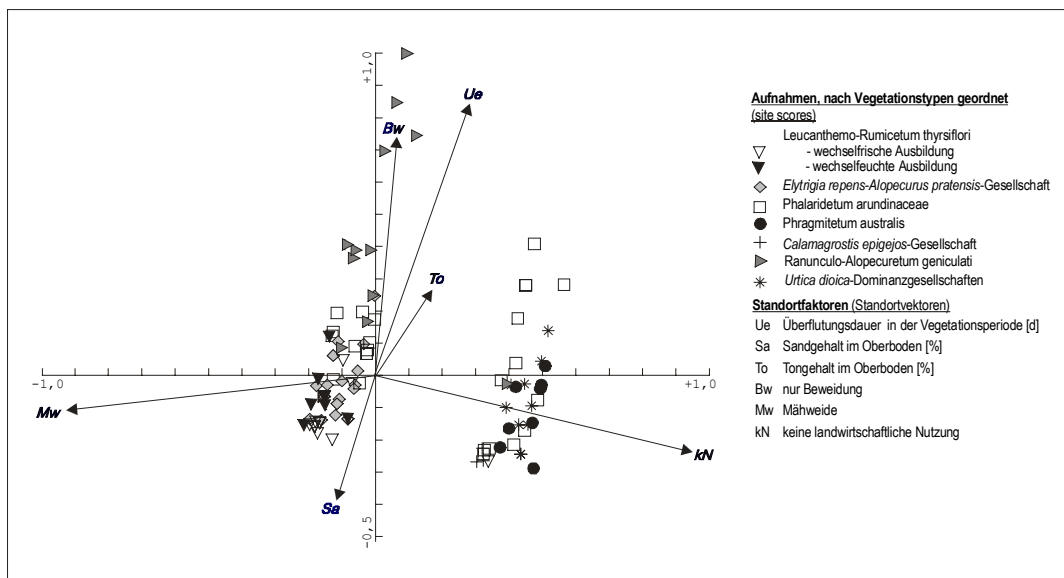


Abb. 26: Kanonische Ordination (CCA) von Vegetationsaufnahmen aus dem Deichvorland des Untersuchungsgebiets (n = 108). – Die Vegetationsaufnahmen (Punkte) sind nach deren Zugehörigkeit zu verschiedenen Vegetationstypen klassifiziert. In die Analyse wurden die Nutzung, die mittlere Überflutungsdauer während der Vegetationsperiode (Zeitraum 1989-1998) sowie der Sand- und Tongehalt im Oberboden (0-30 cm Bodentiefe) als Standortparameter einbezogen. An Hand ihrer Artenzusammensetzung trennt sich der Gesamtdatensatz in zwei Gruppen auf. Die Röhrichte und Hochstaudenfluren der rechten Gruppe werden ausnahmslos nicht landwirtschaftlich genutzt. Währenddessen gruppieren sich die Vegetationsaufnahmen aus dem Wirtschaftsgrünland geschlossen auf der linken Seite.

Die landwirtschaftliche (Mähweide-)Nutzung (**Mw**) bzw. Nichtnutzung (**kN**) korreliert hoch ($r = -0,83$ bzw. $+0,81$) mit der ersten Hauptachse der Ordination (x-Achse). Sie ist demnach als der wichtigste Faktor bei der Differenzierung der krautigen Vegetation zu interpretieren. Deutlich zu erkennen ist ebenfalls, dass sich innerhalb beider Gruppen die Vegetationstypen entlang der zweiten Hauptachse aufgliedern, die die Überflutungsdauer während der Vegetationsperiode (**Ue**) repräsentiert ($r = 0,75$). Da ausschließliche Beweidung im UG tiefen, mit Flutrasen bewachsenen, tiefen Geländelagen vorbehalten ist, korreliert der Standortfaktor „nur Beweidung“ (**Bw**) hoch mit der Dauer der Überflutung. Ton- und Sandgehalt im Oberboden haben die geringsten Auswirkungen auf die Vegetationsdifferenzierung. Der Tonanteil ist positiv mit langen Überflutungsdauern bzw. niedrigen Geländehöhen korreliert, während zu kurzzeitig überfluteten Standorten hin der Sandgehalt ansteigt.

Für weitere Analysen wurde der Gesamtdatensatz in zwei Teile, d.h. Aufnahmen ohne und mit landwirtschaftliche Nutzung, getrennt. Die Datensätze wurden weiter untergliedert, um zu identifizieren, ob die Einflussgröße der Standortfaktoren in verschiedenen Höhenniveaus differiert oder ob

sie über die gesamte Gradientenamplitude gleich bleibt. Hierzu wurden die gemessenen Übergangshöhen zwischen den Grünlandtypen herangezogen.

Standorte ohne landwirtschaftliche Nutzung

Auf nicht genutzten Standorten im Deichvorland wachsen vorwiegend Röhrichte. Sie unterscheiden sich von den genutzten Pflanzenbeständen neben typischen Röhrichtarten, wie z.B. *Phragmites australis*, *Carex riparia* oder *Carex gracilis*, v.a. durch eine ganze Reihe von Kennarten der Klassen Artemisietea und Chenopodietea. Sieht man einmal von den Schlammfluren ab, die unterhalb der für ausdauernde Vegetation limitierenden Geländehöhe wachsen, sind für die Differenzierung innerhalb der ungenutzten Bestände neben der Überflutung je nach deren Dauer verschiedene weitere Umweltvariablen mitverantwortlich (vgl. Abb. A-2 im Anhang). Bei Überflutungsdauern bis zu 41 Tagen in der Vegetationsperiode sind in abfallender Bedeutung das Substrat (Ton und Sandgehalt im Oberboden) sowie die Strömungsexposition wichtig. Bei Überflutungsdauern von mehr als 41 Tagen pro Vegetationsperiode spielt neben der Überflutungsdauer eine bedeutende Rolle, ob der Wuchsstandort gegen das Wasserstandsregime der Elbe abgegrenzt ist, d.h. „isoliert“ in einer abflusslosen Geländehohlform liegt oder aber nach einer Hochflut das Wasser wieder ungehindert abfließen kann (vgl. Kap. 4.2.4).

Landwirtschaftlich genutzte Standorte

Wie die Abbildungen 27 und A-3 im Anhang darstellen, zeigen die Vegetationsaufnahmen aus dem Wirtschaftsgrünland eine deutlichere Korrelation von Überflutungsdauer und Vegetationsabfolge als die ungenutzte Vegetation. Allerdings ist auch hier die Bedeutung weiterer Standortfaktoren von der relativen Höhenlage der Flächen abhängig. Bei Überflutungsdauern mehr als 41 Tagen pro Vegetationsperiode differenzieren die Form der Bewirtschaftung sowie die „Isolation“ (s.o.) die Differenzierung zwischen Rohrglanzgrasröhrichten und Flutrasen. Letztere breiten sich umso mehr zu Ungunsten der Phalarideten aus, je stärker die Beweidung ist und je langsamer das Wasser nach Hochfluten aus Geländehohlformen ablaufen kann.

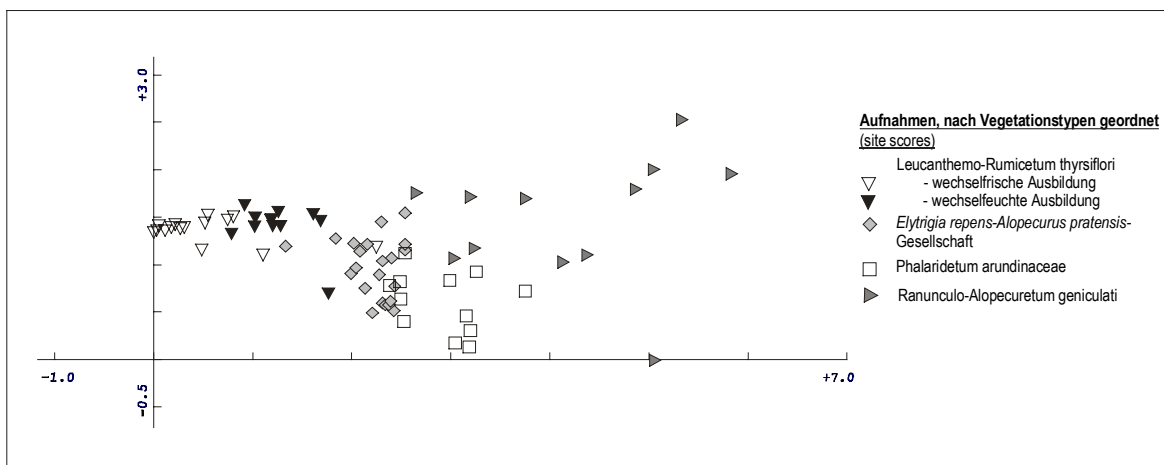


Abb. 27: DECORANA-Ordinationsdiagramm (DCA) der Grünlandaufnahmen des Datensatzes aus Abb. 26. – Durch ein spezielles Rechenverfahren, das „detrending“, wird die Information, die durch die erste Hauptachse (Nutzung; s. Abb. 26) erklärt wird, entfernt, so dass zusätzliche Informationen, erklärt durch die zweite und weitere Hauptachsen, deutlicher hervortreten (vgl. GLAVAC 1996: 171 ff.). Die Information der zweiten Hauptachse spannt sich so entlang der x-Achse des Diagramms auf. Sie kann hier eindeutig mit der Überflutungsdauer korreliert werden: Von links nach rechts ordnen sich die Vegetationstypen (s. Legende) mit zunehmenden Ansprüchen an das Wasserangebot an. Die mittlere Überflutungsdauer während der Vegetationsperiode ist hoch mit der ersten Hauptachse der Ordination (x-Achse) korreliert ($r = 0,84$). In den höheren Geländelagen (linke Hälfte; wechselfrische Leucanthemo-Rumiceten bis *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft) überlappen die Amplituden der Vegetationstypen kaum. Hingegen deuten die Streuung entlang der zweiten Hauptachse und die Überlappung der Amplituden der Phalarideten und Flutrasen darauf hin, dass in den tieferen Geländelagen neben der Überflutungsdauer weitere Standortfaktoren maßgeblich auf die Differenzierung der Vegetation einwirken. Dies sind in erster Linie die Form der Bewirtschaftung und die „Isolation“ gegen das Wasserstandsregime des Flusses (s.o.).

4.2.6 Fazit

Vertikale Vegetationsabfolge

An Hand von durchgängigen Vegetationstransekten entlang von Höhengradienten kann nachgewiesen werden, dass die Grünlandvegetation des Elbvorlandes im Untersuchungsgebiet eine ausgeprägte vertikale Zonation zeigt. Die reproduzierbaren und höhengleichen Übergänge zwischen den Bestandstypen legen den Schluss nahe, dass für das vorgefundene Vegetationsmuster hauptsächlich die Überflutungsdauer verantwortlich ist.

Überflutungsdauer

Um zu überprüfen, ob sich die relative Höhe der Vegetationsübergänge zueinander und zum Wasserspiegel der Elbe im gesamten Deichvorland des untersuchten Elbeabschnitts gleichen, wurden von Geländepunkten mit bekannten NN-Höhen aus Schlauchwaagen-Messungen durchgeführt. Die Messketten folgten den Übergangslinien der Vegetationstypen; in regelmäßigen Abständen wurden Höhenwerte aufgenommen. Den Höhenwerte wurden mit Hilfe von Schlüsselkurvenstatistiken Abflusswerte zugeordnet, die abschließend an Hand von langjährigen Dauerlinienauswertungen in Überflutungsdauern pro Vegetationsperiode (15.04.-15.10.) umgesetzt wurden.

Die untersuchten Vegetationstypen reihen sich in zunehmender Überflutungsdauer von den wechselfrischen *Leucanthemo-Rumiceten* (0-3 Tage) über wechselfeuchte *Leucanthemo-Rumiceten* (4-20 Tage), *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft (21-41 Tage) zu den Phalarideten und Flutrasen an.

Kann das Flusswasser bei Hochfluten ungehindert zu- und abfließen, herrschen also „dynamische Abflussverhältnisse“ vor, so ist die gesamte Höhenamplitude bis zur unteren Verbreitungsgrenze permanenten Grünlandes – mit Ausnahme kleinräumiger Sonderstandorte – von Phalarideten bedeckt; sie entspricht Überflutungsdauern zwischen 42 und 104 Tagen pro Vegetationsperiode.

Verbleibt hingegen das Flutwasser in abflusslosen Senken und Rinnen, also unter „undynamischen Abflussverhältnissen“, so nimmt der Anteil der Flutrasen zu, die unterhalb der Phalarideten vorkommen. Die Phalarideten bedecken dann Standorte, die im Mittel 42-83 Tage überflutet werden, die Flutrasen Standorte mit 84-88 Tagen Überflutung pro Vegetationsperiode. (Da das Wasser nicht abfließen kann, dauert die Überflutung in den Senkenlagen tatsächlich länger an, als die Zahlen es ausdrücken. Insofern sind die Zahlen nur für abflusslose Verhältnisse gültig und können nicht direkt mit den Überflutungsdauern, speziell den Untergrenzen, für dynamische Abflussverhältnisse verglichen werden [vgl. Kap. 4.2.4].)

Die Überflutungsdauern der untersuchten Vegetationstypen unterscheiden sich bis auf die der Phalarideten und Flutrasen signifikant voneinander (t-Test; $\alpha < 0,05$).

Böden

Wie die Vegetation so weist auch die Profilabfolge der Böden im Deichvorland eine enge Verbindung zur Geländehöhe und der damit in Beziehung stehenden mittleren jährlichen Überflutungsdauer auf. Die Oberbodengehalte an organischer Substanz, an Stickstoff und Phosphat sowie die Leitfähigkeit der Bodenlösung weisen positive Korrelationen auf, sind also als abhängige Variablen der mittleren jährlichen Überflutungsdauer aufzufassen.

Mit Hilfe der abgetäufte Bohrprofile und der chemischen Analysen von Oberbodenproben (0-30 cm) können den Grünlandgesellschaften, die im Deichvorland vorgefunden wurden, eindeutig verschiedene Bodentypen und spezifische Nährstoffgehalte zugeordnet werden.

Straußampfer-Margeriten-Wiesen (*Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*) und Quecken-Wiesenfuchschwanz-Bestände (*Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft) gedeihen auf Standorten, die über die gesamte Profiltiefe aus sandigen Lehmen bis lehmigen Sanden bestehen. Mit abnehmen der Geländehöhe nimmt der Grundwassereinfluss in den Böden – ersichtlich an der geringer werdenden Obergrenze der oxisch-hydromorphen Horizonte – zu; die Profile entsprechen Bodentypen zwischen Norm-Vega und Vega-Gley. Allerdings kann das Grundwasser wegen der Grobporigkeit des Substrates nur gering bis mäßig zur Wasserversorgung der Vegetation beitragen. Die Oberbö-

den sind in der Regel gut bis sehr gut mit Stickstoff und schwach bis mäßig mit Phosphat versorgt; sie besitzen mittlere bis hohe Gehalte an organischer Substanz.

Die oberen Bodenhorizonte bestehen in den Bohrprofilen, die in Rohrglanzgras-Röhrichten (*Phalaridetum arundinaceae*) und Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) abgetäuft wurden, ebenfalls aus sandigen Lehmen. Im Untergrund sind die Substrate jedoch bindiger. Der Grundwassereinfluss ist bis in Bodentiefen von 20 cm unter Flur erkennbar. In den ausgeprägten Auengleyen reichen die dauerhaft reduzierten Bodenhorizonte (Gr) bis in Bodentiefen von 40-80 cm unter der Geländeoberfläche. Der durchschnittlich geringere Flurabstand des Aquifer und die bindigeren Substrate legen den Schluss nahe, dass das Grundwasser für die Wasserversorgung der Phalariden und Flutrasen eine wesentlich größeren Rolle spielt als in den höher gelegenen Grünlandbeständen. Die Oberböden weisen infolge des allochthonen Eintrags organischer Substanz und der autochthonen Humifizierung von Bestandsabfall hohe Anteile an organischer Substanz auf.

Grundwasser

An Hand von Dauerlinienstatistiken, die aus dem zur Verfügung stehenden Grundwassermodell gewonnen wurden, lassen sich Aussagen zur Frage formulieren, inwieweit das Grundwasser zur Wasserversorgung der Grünlandvegetation beiträgt.

Die Grundwasserbewegungen im Deichvorland folgen den Wasserspiegelveränderungen der Elbe dynamisch nach, und zwar umso stärker, je näher ein Standort am Fluss liegt. So beträgt an den Geländepunkten, an denen die Bohrprofile abgetäuft wurden, die langjährige Schwankungsamplitude des Grundwasserspiegels (1964-1998, Tageswerte) zwischen 3,0 und 4,3 Metern. In Senkenlagen, wo eine mächtige und bindige Auenlehmdecke die Bodenoberfläche bildet, die die Grundwasserschwankungen nach oben „dämpft“, sind geringere Amplituden zu verzeichnen als in höheren Geländelagen, deren sandige Boden-substrate Aquiferbewegungen kaum Widerstand entgegen setzen.

Interessant für die Frage nach der Wasserversorgung ist das Verhältnis von Schwankungen des Grundwasserpotentials und Mächtigkeit der Auenlehmdecke. Nur solange das Grundwasser an der Auenlehmdecke anliegt (= gespanntes Grundwasserpotential), kann kapillarer Wasseraufstieg erfolgen und in den durchwurzelten Bodenraum gelangen. An den ausgewählten Geländepunkten ist dies im Mittel zwischen 0 und 365 Tagen der Fall. Dabei bestehen in den Senkenlagen, die von Phalariden und Flutrasen bewachsen sind, ständig gespannte Grundwasserverhältnisse. Die Vegetation gerät dort nur dann unter Wassermangel, wenn bei anhaltender Trockenheit die Evapotranspiration in den Beständen die Nachlieferung aus dem Grundwasser dauerhaft übersteigt (das ist weniger der Fall bei den tiefer wurzelnden Phalariden als bei den Flutrasen).

An den Standorten der höheren Geländelagen ist nicht überall eine durchgehende Auenlehmdecke ausgebildet. Wo sie besteht, ist sie an den Beispielpunkten nicht mächtiger als 1,0 m. Gespannte Grundwasserverhältnisse dauern hier in der Vegetationsperiode (vgl. Abflusscharakteristik der Elbe, Kap. 2.5.1) kaum lang genug an, damit kapillar aufgestiegenes Grundwasser die Wurzeln der Pflanzen erreicht.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das Maß, in dem die Wasserversorgung durch das Grundwasser gesichert wird, mit abnehmender Geländehöhe zunimmt. Hoch gelegene Standorte sind in der Wasserversorgung fast ausschließlich auf Niederschläge und Überflutungen angewiesen. Dabei wirkt die Auenlehmdecke als ein Reservoir, aus dem die Vegetation solange Wasser entnimmt, bis dieses erschöpft ist. Unter der Deckschicht liegende Sande besitzen die Eigenschaft einer „Kapillarsperre“, die auf Grund ihrer Grobporigkeit kapillaren Wasseraufstieg verhindert (vgl. SCHWARTZ 2001).

Wirkungsgefüge der Standortfaktoren

Mit Hilfe von Kanonischen Korrespondenzanalysen (CCA) und direkten Gradientenanalysen (DCA) wurde nachgewiesen, dass die landwirtschaftliche Nutzung bzw. deren Fehlen die größte Rolle bei der Differenzierung der krautigen Vegetation spielt. Der zweitwichtigste Faktor ist die Überflutungsdauer; als Parameter für deren Beschreibung wurde die mittlere Überflutungsdauer während der Vegetationsperiode verwendet. Die Hierarchie der weiteren untersuchten Standortfaktoren verändert sich mit der Geländehöhe. In hohen Geländelagen ordnen sich die Faktoren in abfallender Bedeutung von Überflutungsdauer > Substrat > Isolation an. In niedrigen Geländehöhen gewinnen die Isolation der Standorte vom Wasserstandsregime der Elbe und die Form der Bewirtschaftung gegenüber dem Oberbodensubstrat an Bedeutung. Die Ergebnisse stimmen mit Geländebeobachtungen überein: Phalarideten gehen in langüberstauten Geländemulden und bei zunehmender Beweidung zu Gunsten von Flutrasen zurück.

Auswahl von Parametern für die Prognose

Auf Grund ihrer überragenden Bedeutung für die Differenzierung der Grünlandvegetation und in Hinsicht auf die Übertragbarkeit der Methodik auf ähnliche Vorhaben, die einen möglichst geringen Einsatz von Mitteln und geringe Messzeiträume fordern, wird die Prognose ausschließlich auf der Überflutungsdauer in der Vegetationsperiode aufgebaut. Berücksichtigt wird ferner, in welchem Maße tiefe Geländelagen vom Wasserstandsregime der Elbe „isoliert“ sind, also „dynamische“ oder „undynamische“ Abflussverhältnisse vorliegen. Alle weiteren Parameter werden, da sie von der Überflutungsdauer abhängige Größen sind, zu ihnen keine adäquaten Flächendaten vorliegen bzw. ihr Einfluss auf die Differenzierung der Vegetation gering ist, nicht in der Prognose berücksichtigt.

4.3 Einfluss der Nutzung auf die Vegetation

4.3.1 Vorbemerkungen

Im Untersuchungsgebiet praktizierte Bewirtschaftungsmethoden

In der modernen Landwirtschaft haben sich kombinierte Verfahren aus Mahd und Beweidung durchgesetzt; in der Regel folgen ein bis zwei Schnitten in mehrwöchigem Abstand eine Beweidung, bei der die nicht mehr schnittfähige Phytomasse (zu kleine Sprosslängen, Probleme bei der Trocknung gegen Ende der Vegetationsperiode) direkt durch das Vieh entnommen wird. So sind auch im Elbtal im Zuge der Intensivierung reine Mähwiesen weitestgehend in Mähweiden umgewandelt worden. Sie stellen hier neben Umtriebsweiden heute den häufigsten Nutzungstyp dar (vgl. Kap. 4.1). Zudem werden nach Bedarf weitere Bearbeitungsgänge, wie das Schleppen oder Walzen im Frühjahr, eingeschaltet, die die Bewirtschaftbarkeit des Grünlandes verbessern sollen.

Den Vorteilen der Mähweide für den Bewirtschafter stehen erhebliche Beeinträchtigungen der wiesentypischen Flora und Fauna gegenüber. Durch den regelmäßigen Wechsel zwischen Beweidung und Mahd können sich weder auf Weiden noch auf Mähwiesen spezialisierte Tier- und Pflanzenarten dauerhaft und in nennenswerter Anzahl etablieren (s. Tab. A-6 im Anhang).

Förderungsinstrumente im Vertragsnaturschutz

Spezielle Förderprogramme seitens der staatlichen Naturschutzstellen zielen darauf ab, durch Bewirtschaftungsauflagen den negativen Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Lebensgemeinschaften des Grünlands entgegenzusteuern. Im allgemeinen sind die Richtlinien darauf abgestimmt, einerseits die Bewirtschaftungsintensität, die als Hauptursache des Artenrückgangs in der Agrarlandschaft gilt, zu drosseln, andererseits Auflagen so zu setzen, dass angepasste Arten spezifisch davon profitieren. Die betrieblichen Verluste, die in der Hauptsache durch Qualitätsminderung bei verspäteten Schnittterminen sowie die Begrenzung der Viehbesatzdichten entstehen (vgl. GAUBMANN 2001), werden durch Fördergelder ausgeglichen. In Tabelle 15 sind die im Untersuchungsgebiet zur Anwendung kommenden Förderrichtlinien des Landes Brandenburg (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG 1998) zusammengefasst.

Aus den Förderrichtlinien geht hervor, dass die Förderprogramme fast ausschließlich auf Ziele des Faunenschutzes und des generellen Erhaltes der Grünlandnutzung abgestimmt sind. Alle Maßnahmen betreffen daher neben dem Verbot der Düngung und der Begrenzung der Viehbesatzdichte nur Beschränkungen des frühest erlaubten ersten Nutzungstermins. Spezielle Aspekte des Pflanzenschutz bzw. des Erhalts und der Entwicklung autotypischer Grünlandtypen, wie z.B. die Beschränkung auf eine Form der Nutzung, sind darin nicht berücksichtigt. Die möglichen Effekte der Maßnahmen auf die Grünlandvegetation sind insofern von vornherein begrenzt.

Fragen und Aufgabenstellungen

Die Ergebnisse der floristischen Erfassung und der Vegetationskartierung (vgl. Kap. 4.1) haben deutlich gemacht, dass die derzeitigen Grünlandbestände, gerade im Deichvorland des Untersuchungsgebiets, unter den bestehenden Standortbedingungen und herrschenden Nutzungsregime stark an Arten verarmt sind. Typische und gefährdete Pflanzen des Auengrünlandes sind nur an wenigen Stellen und in geringer Anzahl anzutreffen. Wird die gegenwärtige Nutzung auf das geplante Rückdeichungsareal angewandt, so ist zu erwarten, dass sich dort nur sehr artenarme, naturschutzfachlich wenig wertvolle Grünlandgesellschaften etablieren werden.

Tab. 15: Im Untersuchungsgebiet angewandte Förderrichtlinien für die Extensivierung der Grünlandnutzung und ergänzende Vertragsnaturschutzprogramme im Land Brandenburg

Förderrichtlinie/ Vertragsnaturschutz- programm	Ziele	Auflagen/Voraussetzungen	Beihilfe [DM/ha*a]
Kleinflächige Mahd MUNR*	<ul style="list-style-type: none"> • Erhalt und Förderung auf kleinflächige Nutzung angewiesener Vogelarten und Kleinf fauna 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Größe der Gesamtfläche 20-50 ha 2. maximale Größe am Stück gemähter Fläche : 6 ha 3. je ein Viertel der Vertragsfläche ist in 14-tägiger Staffelung ab dem 15.06. zu nutzen 4. keine Pflegemaßnahmen zwischen 31.03. und 1. Nutzungstermin 5. i.d.R. kein Umbruch oder Neueinsaat 6. keine chem.-syth. N-Dünger, Besatzstärke < 1,4 GVE/ha, Wirtschaftsdünger (nicht auf überfl.gef. Standorten) 7. keine Pflanzenschutzmittel 8. weitere Auflage zur Schnitthöhe, Mahd, Weideführung 	<ul style="list-style-type: none"> • 300-350
Wiesenbrütterrichtlinie (I-IV) MELF*	<ul style="list-style-type: none"> • allgemeine und spezifische Förderung einzelner Limikolenarten nach Monitoring zu Brutbeginn 	<ol style="list-style-type: none"> 1. erster Nutzungstermin nicht vor (I) 15.06., (II) 01.07., (III) 15.07. bzw. (IV) 01.08. 2. sonst wie Kleinfl. Mahd (4.-8.) 	<ul style="list-style-type: none"> • 100, 200, 300 bzw. 400
Extensive Grünlandnutzung MELF Extensive Grünlandbewirtschaftung (zus. Ausgleich von Bewirtschaftungserschwerissen) MUNR	<ul style="list-style-type: none"> • Erhaltung der Funktionstüchtigkeit der Kulturlandschaft in großflächigen Schutzgebieten 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Vertragsfläche >30% der Betriebsfläche 2. Beweidung mit >0,3 <1,4 GVE/ha 3. mind. 1 x jährlich nutzen 4. Nutzung des Aufwuchses zu Futterzwecken 5. sonst wie Kleinfl. Mahd (4.-8.) 	<ul style="list-style-type: none"> • 300-600 + bis zu 300
Erschwerte, extensive Bewirtschaftung und Pflege von überflutungsgefährdetem Flussauengrünland MUNR	<ul style="list-style-type: none"> • Erhalt der Nutzung auf ungünstigen, überflutungsgefährdeten Standorten der Flussauen 	<ol style="list-style-type: none"> 1. extensive Nutzung (s.o.) mit und ohne Futternutzung (bei Nutzung nach 30.07.) 2. Flächenauswahl nach Standortkriterien 3. keine Düngemittel 4. mind. 1 x jährlich nutzen 5. sonst wie Kleinfl. Mahd (4.-8.) 	<ul style="list-style-type: none"> • 300-500

* MUNR - Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg; MELF - Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg

In den Untersuchungen standen deshalb folgende Fragen im Vordergrund:

- Wie wird das Grünland im Untersuchungsgebiet derzeit bewirtschaftet? - Analyse der Methoden, Bewirtschaftungszeitpunkte und -zeiträume
- Kann durch eine Veränderung der Bewirtschaftung überflutungsbeeinflusster Grünlandbestände eine Zunahme der Artenanzahl erreicht werden? Welche Formen der Bewirtschaftung eignen sich aus vegetationskundlicher Sicht am besten, die Artendiversität zu erhöhen bzw. gefährdete und typische Arten des Auengrünlandes zu fördern? In welcher Weise müssten die derzeitigen Auflagen des Vertragsnaturschutzes verändert werden, um diesen Zielen Rechnung zu tragen?
- Welchen quantitativen und qualitativen Einfluss hat die Nutzungsveränderung auf die Entwicklung des Phytomasseertrages (Futterquantität)?

Sukzessionsversuche

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden unter den spezifischen Bedingungen des Untersuchungsgebiets, d.h. der Berücksichtigung der jüngeren Nutzungsgeschichte, der Vornutzung, der aktuellen Bewirtschaftungsformen und Vegetation, Nutzungsexperimente durchgeführt. Um deren Ergebnisse auf die geplante Rückdeichungsfläche übertragen zu können, fanden sie im Deichvorland statt und hatten die vier flächenbezogen bedeutsamsten Vegetationstypen des Grünlands zum Gegenstand (vgl. Kap. 3.1.2). Es sollte geklärt werden, wie sich diese Bestände entwickeln, wenn sie, statt wie bisher als Mähweide, alternativ unter zweischüriger Mahd (unter Beibehaltung der Naturschutzaufgaben) bewirtschaftet werden.

Hierbei wurden untersucht:

- die Artenzusammensetzung (Zugang, Abgang, Verbleiben, sporadisches Auftreten von Arten),
- die Artmächtigkeit (Abnahme, Zunahme, Gleichbleiben),
- die phänologische Entwicklung,
- die Bestandesstruktur (Schichtung, Höhe, Streueauflage) sowie
- die Erträge (Phytomasse).

4.3.2 Aktuelle Bewirtschaftungsformen und -intensitäten

Die im Untersuchungsgebiet überwiegend praktizierte Bewirtschaftungsform ist die einschürige Mähweide. In den meisten Fällen erfolgt die Mahd entsprechend den Wiesenbrüterrichtlinien I und II am oder kurz vor dem 15. Juni bzw. 30. Juni (vgl. Tab. 15). Spätere Mahdtermine werden seltener realisiert. Die Aufwüchse eignen sich, weil sie zu diesen Zeitpunkten bereits sehr verholzt sind, nur noch für die Heugewinnung und sind für die Silierung weitgehend ungeeignet. Frühere Mahdtermine werden nur auf Flächen durchgeführt, die im Rahmen des sog. „Gänse-Managements“ gefördert werden.

In den vordeichs liegenden Nutzungsversuchen wurde auf den zweischürigen Flächen eine Nutzungsruhe von neun bis elf Wochen eingehalten (vgl. Tab. A-7 im Anhang, oberer Teil). Die Nachbeweidung der Mähweidevarianten war an die Nutzungstermine des bewirtschaftenden Betriebes gebunden. Die Nutzungsruhe zwischen der Mahd und dem Beginn der Beweidung betrug sieben bis zwölf Wochen, im Durchschnitt entsprach sie mit zehn Wochen der reinen Mahdvariante.

Zwischen den Jahren 1997 und 1998 sind zwei verschiedenen Methoden der Weideführung zu erkennen: Im Jahr 1997 wurden die Rinderherden alle zwei bis drei Wochen umgekoppelt, die Koppeln also als Umtriebsweiden genutzt. Währenddessen wurde 1998 die zuerst beweidete Fläche um eine zweite, eine dritte u.s.w. erweitert, wenn der jeweilige Futtervorrat erschöpft war. Hierdurch wurde die Beweidungsperiode der bearbeiteten Koppeln auf bis zu 13 Wochen ausgedehnt. Diese Form der Weideführung, die wegen der trocknisbedingten Futterknappheit auch im Jahr 1999 praktiziert wurde, entspricht in ihrer Dauer einer Standweide. Generell erfolgt im Untersuchungsgebiet nur eine Nachbeweidung; liegt die erste Nachweideperiode früh und wächst genügend Futter nach, so kann im Herbst ein weiteres Mal beweidet werden.

Auf weiteren untersuchten Flächen im heutigen Deichhinterland (vgl. Tab. A-7, unterer Teil) variierten die genannten Zeiträume (Nutzungsruhe, Beweidungsdauer) viel stärker. Ein Teil der untersuchten Schläge wurde, da sie als Winterweide dienten, außerordentlich lang beweidet.

Die im Deichvorland liegenden Koppeln werden nur in der Vegetationsperiode und bis in den Spätherbst hinein beweidet. Wegen der Gefahr von Hochwässern werden die Tiere für den Winter auf „winterfeste“, d. h. trockene und trittfeste Weiden verbracht, auf denen Futterkonservate zugefüttert werden. Die überwiegende Mehrzahl der Koppeln im hinterdeichs liegenden Teil des Untersuchungsgebiets sind, da sie qualmwasserbeeinflusst sind und die schweren Böden bei anhaltenden Regenfällen morastig werden, ebenfalls nicht als Winterweide geeignet.

Überwiegend erfolgt die Beweidung mit Fleischrindern der Rassen *Salers*, verschiedenen *Angus*-Rassen oder „Gebrauchskreuzungen“ mit weiteren Rinderrassen. Die Herden sind meist 40-60 Kühe stark; zur Herde gehören weiterhin ein Zuchtbulle und die sukzessive geborenen Kälber. Gemäß der extensiven Haltungsmethode verbleiben die auf der Weide geborenen Kälber bis zum Absetzen nach 8-10 Monaten bei den Kühen („Mutterkuhhaltung“). Hieraus ergeben sich aktuelle Besatzdichten von 4-8 GV/ha. Die auf das Jahr bezogenen Besatzstärken liegen in der Regel bei 1,2-1,4 (Gösicke 2000, mdl. Mitt.).

Die Mahd erfolgt mit Scheibenmähdwerken und einer Schnittbreite von vier Metern. Die Schnitthöhe beträgt, technisch bedingt, durchschnittlich nur zwei und vier Zentimeter. Nur dort, wo spezielle Richtlinien dies festlegen, kommen in ihrer Schnitthöhe regulierbare Doppelmessermähwerke zu Einsatz; sie schneiden sechs bis zehn Zentimeter hoch über dem Erdboden. Die am Stück gemähten Flächen sind, wo dies nicht anders geregelt ist, zehn bis über 50 Hektar groß. Je nach Art der gewählten Konservierungsmethode folgen weitere Arbeitsgänge der Mahd nach, wie Wenden, Schwaden, Pressen/Häckseln, und der Abtransport des Futters. Das geschnittene Grüngut wird im Untersuchungsgebiet vorwiegend siliert.

Pflegeschnitte erfolgen nur dann, wenn sog. „Weideunkräuter“, besonders *Cirsium arvense*, für die landwirtschaftliche Nutzung problematisch werden. Die Flächen werden gemäß der Naturschutzaufgaben nicht gewalzt oder geschleppt.

4.3.3 Nutzungsexperimente

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Nutzungsexperimente (vgl. Kap. 3.1) aus den Versuchsjahren 1997 bis 1999, getrennt nach den untersuchten Vegetationstypen, aufgeführt. Zunächst werden jeweils die an Hand der Hauptkomponentenordinationen (PCA) erkennbaren Trends geschildert. Sie werden anschließend mit Hilfe der Daten aus den Vegetationstabellen, den phänologischen Beobachtungen sowie den Ertragsdaten interpretiert.

Als deutlicher Trend wird angesehen, wenn sich der Bedeckungsanteil einer Art zwischen 1997 und 1999 gerichtet und über mindestens zwei Klassen verändert hat. Bei den phänologischen Vergleichen werden Unterschiede nur dann als deutlich angesehen, wenn sie bei mehreren Arten mit gleicher Tendenz auftreten. Ungleiche Entwicklungsstadien in Bezug auf nur eine Art reichen dazu nicht aus.

Wie die Artenzusammensetzung unterliegen auch die landwirtschaftlichen Erträge starken jährlichen und saisonalen Schwankungen. Generell ist die erntbare Phytomasse, oder „standing crop“ (z.B. MÜHLENBERG 1989), im ersten Aufwuchs höher als im zweiten. Im Mittel ist ein Verhältnis von zwei Drittel zu einem Drittel anzunehmen. In Jahren mit extremer Sommertrockenheit verschiebt sich es weit auf die Seite des ersten Aufwuchses, weshalb dieser für die Gewinnung von Futterkonservaten von besonderer Bedeutung ist. Die Summe der geernteten Phytomassen aus dem ersten und dem zweiten Aufwuchs entspricht der Entnahme bei zweimaligem Schnitt. Bei der Mähweidevariante entspricht der zweite Aufwuchs dem Futterangebot zu Beginn der Beweidung. (An dieser Stelle wird nur das Futterangebot betrachtet, d.h. die Futtermenge, die potentiell von den Tieren entnommen werden kann. – vgl. Kap. 3.1.5 und GAUBMANN 2001a).

Die Bewirtschaftungstermine und -zeiträume können Tabelle A-7 im Anhang entnommen werden.

Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung (Nutzungsversuch N 1)

Die Pflanzenbestände zwischen den Bearbeitungseinheiten N1.1/1.2 und N1.3/1.4 unterscheiden sich floristisch und standörtlich deutlich voneinander. Erstere werden nachfolgend deshalb als „feuchtere Ausprägung“ und zweitere als „trockenere Ausprägung“ zusammengefasst und voneinander getrennt abgehandelt.

▪ **Hauptkomponentenanalyse** (vgl. Abb. A-4 und A-6 im Anhang)

- N 1.1 (Mähweide) und N 1.2 (zweischürige Mahd) - feuchtere Ausprägung; vgl. Abb. A-4

Die Dauerbeobachtungsflächen (DBF) der Mähweide- und der reinen Mahdvariante zeigen in den Juniaufnahmen insgesamt sehr ähnliche Tendenzen. Es lassen sich für den Versuchszeitraum an

Hand der Hauptkomponentenordinationen (PCA) keine interpretierbaren Unterschiede in der Entwicklung bis zu ersten Mahdtermin erkennen. Die fluktuativen Veränderungen zwischen 1998 und 1999 sind stark an die Artmächtigkeitsverschiebungen von *Poa trivialis* (Korrelation mit der ersten Hauptachse $r = + 0,82$) gebunden; die Art profitierte offensichtlich von der langen winterlichen Überflutung des Standorts.

Den Augustaufnahmen aller DBF ist die gleiche Entwicklungsrichtung entlang der 2. Hauptachse der Ordination gemeinsam, was als Fluktuation innerhalb des betrachteten Zeitraums aufgefasst werden kann: verantwortlich für diese Tendenz sind auf der einen Seite v. a. *Taraxacum officinale* und *Trifolium repens* (Abnahme; $r = - 0,83$ bzw. $r = - 0,57$), auf der anderen *Agrostis tenuis* und *Rumex thyrsiflorus* (Zunahme; $r = + 0,70$ bzw. $r = + 0,59$).

Die negative Entwicklungstendenz aller DBF der reinen Mahdvariante im Bezug auf die erste Hauptachse deutet darauf hin, dass diese die Nutzungsform differenziert. Die betreffenden Bestände erscheinen zudem wesentlich geschlossener in ihrer Bewegung als die Mähweidebestände. *Alopecurus pratensis* und *Fallopia convolvulus* tragen positiv zu dieser Entwicklung bei, *Elytrigia repens* negativ.

Auffällig ist, dass die Mähweidefläche N 1.1.3 sich ähnlich entwickelt wie die reinen Mahdflächen. Eine Erklärung dafür könnte sein, dass diese Fläche der Mahdvariante in Bearbeitungsrichtung der Mähmaschinen (alle Beobachtungsjahre) am nächsten liegt, so dass mit den Mähgeräten mittransportierte Diasporen zuerst dorthin verlagert wurden.

- N 1.3 (zweischürige Mahd) und N 1.4 (Mähweide) - trockenere Ausprägung; Abb. A-6

Wie zuvor sind auch hier in den Juniaufnahmen keine unterschiedlichen Sukzessionstendenzen zwischen den Behandlungsvarianten nachweisbar. Die fluktuativen Veränderungen zwischen 1998 und 1999 sind wiederum hauptsächlich durch *Poa trivialis* verursacht. Es zeigt sich jedoch auch eindeutig eine Zunahme anderer Gräser und eine generelle Abnahme der Kräuter in den Beständen. Mit 51 % ist der Erklärungsanteil der ersten Hauptachse an der Gesamtvarianz extrem hoch; sie summiert offenbar die Bestandsfluktuationen.

Die Augustaufnahmen der DBF weisen die selbe Tendenz auf wie die Juniaufnahmen. Es lassen sich keine sukzessionsbedingten Unterschiede zwischen beiden Versuchsgliedern ausmachen. Im Gegensatz zum etwas feuchteren Standort der Bearbeitungseinheiten N 1.1/1.2 geht *Poa trivialis* zwischen dem ersten und zweiten Bewirtschaftungstermin 1999 nicht vollständig zurück, während – wie dort – *Rumex thyrsiflorus* in allen Aufnahmen zunimmt. Wiederum ist mit 54 % der Erklärungsanteil der ersten Hauptachse an der Gesamtvarianz extrem hoch; sie fasst auch hier offenbar Bestandsfluktuationen zusammen.

▪ **Artenzusammensetzung und Artmächtigkeiten** (vgl. Tab. 16 und Tab. A-8 bis A-11 im Anhang)

Wie Tabelle 16 zeigt, ging in den Juniaufnahmen zwischen 1997 und 1999 auf allen DBF die Anzahl der nachgewiesenen Pflanzenarten zurück. Der Rückgang fiel an den etwas feuchteren Standorten (N 1.1/1.2: - 3,4 bzw. - 3,0 Arten) stärker aus als an den trockeneren (N 1.3/1.4; - 0,7 bzw. 1,6 Arten).

Im Untersuchungszeitraum nahm auf allen Dauerflächen der Bedeckungsanteil von *Poa trivialis* in den Juniaufnahmen um ein mehrfaches zu, von anfänglich 0-10 % im Jahr 1997 auf 10 bis über 50 % im Jahr 1999. Die Bedeckungsanteile von *Trifolium repens* sanken im gleichen Zeitraum von durchschnittlich 40 % auf 1 % in N1.3/1.4 bzw. 10 % auf 1% in N1.1/1.2.

Die deutliche Abnahme von *Trifolium repens* setzt sich in den Augustaufnahmen fort. Auch die Bedeckungsanteile von *Taraxacum officinale* verringerten sich auf allen DBF deutlich. *Poa trivialis* kommt nach der Mahd im Juni bei den tockeneren Bodenverhältnissen nicht mehr zur Blüte, sondern überdauert diese Periode mit ihren Rhizomen bzw. in der untersten Krautschicht. Die Art konnte auf den meisten DBF nur 1999 nachgewiesen werden.

- N 1.1 (Mähweide) und N 1.2 (zweischürige Mahd) (Tab. A-8 und A-9)

Die Bedeckungsanteile von *Agrostis capillaris*, wie auch von *Rumex thyrsiflorus*, stiegen zwischen 1997 und 1999 in der Kontrolle von durchschnittlich drei auf 13 % an. Währenddessen fluktuieren deren Vorkommen in der reinen Mahdvariante zwischen 0 und 10 %. Der Bedeckungsanteil beider Arten nahm im zweiten Aufwuchs regelhaft, wenn auch nur leicht, zu.

Deutlich angestiegen ist in der Mahdvariante der Anteil von *Fallopia convolvulus*: von 4-10 % 1997 auf 20-30 % 1999. Diese Art kommt erst im zweiten Aufwuchs zur vollen Entwicklung. Sie wächst kriechend durch die nun lückigeren Bestände hindurch und windet sich an den nicht mehr so wüchsigen bestandsbildenden Gräsern und dem Straußampfer empor.

- N 1.3 (zweischürige Mahd) und N 1.4 (Mähweide) (Tab. A-10 und A-11)

Wie in den zuvor beschriebenen Beständen zeigt der Straußampfer auch in der trockeneren Ausprägung des Bestandstyps, sowohl in den Juni- als auch in den Augustaufnahmen, einen leichten Bedeckungsanstieg. Hingegen kann für *Agrostis capillaris* keine eindeutige Tendenz festgestellt werden. Obwohl die Art sehr trockenresistent ist, stagnierte sie im dürrn Sommer 1999 wie alle anderen Gräser und kam nicht mehr zur Blüte.

Der Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) konnte bei ausschließlicher Schnittnutzung seinen Bedeckungsanteil im ersten Aufwuchs etwa verdoppeln (von durchschnittlich 13 % 1997 auf 28 % 1999). Im gleichen Zeitraum nahm der Anteil der Art in der Kontrolle im Mittel 20 % auf 13 % ab. Im zweiten Aufwuchs schwankte die Bedeckung von *Alopecurus pratensis* zwischen weniger als einem und mehr als 50 %. Dies liegt offenbar daran, dass die Art für ihre Entwicklung eine ausreichende Wasserversorgung (Niederschläge bzw. winterliche Überflutungen) benötigt. Nur im feuchten Sommer 1998 konnte deshalb *Alopecurus* auch noch im zweiten Aufwuchs große Anteile der Bestände einnehmen. *Poa trivialis* kann offenbar nur nach langer winterlicher Überstauung und sehr reichem Wasserangebot ihre Konkurrenzkraft voll entfalten und tritt dann opportunistisch auch auf hochgelegenen Vordeichflächen auf. Wird es trockener, brechen die Bestände wieder zusammen.

▪ **Phänologie und Bestandsstruktur** (vgl. Tab. 16 und Abb. A-5 u. A-7 im Anhang)

Im Vergleich der jeweiligen Versuchsglieder lassen sich für beide Bearbeitungszeitpunkte keine deutlichen Unterschiede in der phänologischen Entwicklung feststellen.

Für deren Beurteilung standen im Juni und im August charakteristische Arten zur Verfügung, die eindrucksvoll den Aspektwechsel in den Beständen wiedergeben: *Alopecurus pratensis*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis*, und *Taraxacum officinale* blühen im ersten Aufwuchs, während *Leontodon autumnalis*, *Rumex thyrsiflorus*, *Trifolium repens* und *Fallopia convolvulus* den Blühaspekt des zweiten Aufwuchses prägen. Therophyten, wie *Erophila verna* und *Cerastium pumilum*, eignen sich für die gewählte Methode kaum, da sie zum ersten Aufnahmezeitpunkt ihre generative Entwicklung bereits abgeschlossen haben, bzw. weil sie nur sporadisch auftreten.

Deutlich erkennbar ist, dass die phänologische Entwicklung zum gleichen Bearbeitungszeitpunkt im Jahr 1998 gegenüber den anderen Untersuchungsjahren bereits weiter fortgeschritten war.

▪ **Ertragsentwicklung** (s. Tab. 16)

Im Untersuchungszeitraum schwankten die Phytomasseerträge sehr stark. So lagen nach dem langanhaltenden Winterhochwasser und dem feuchten Frühjahr die Erträge im Juni 1999 mehr als doppelt so hoch wie 1997. Ins Gegenteil verkehrten sich die Relationen für den zweiten Aufwuchs: durch die anhaltende Trockenheit des Sommers 1999 verdorrten die zweiten Aufwüchse, ihre Masse betrug nur 10-20 % der Juni-Ernte.

Tab. 16: Nutzungsversuch N 1 – Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung: syndynamisches Verhalten der bestandsbildenden Pflanzenarten, Entwicklung der Bestandsstruktur und Trockenmasseerträge zwischen 1997 und 1999. (N1.1 und N1.2 = feuchtere Ausprägung; N1.3 und 1.4 = trockene Ausprägung; es bedeuten: ++ sehr starke Zunahme, - deutliche Abnahme, - - sehr starke Abnahme)

syndynamisches Artenverhalten		N1.1 (Mähweide)						N1.2 (2xMahd)						N1.3 (2xMahd)						N1.4 (Mähweide)					
		erster Aufwuchs (Juni)			zweiter Aufwuchs (August)			erster Aufwuchs (Juni)			zweiter Aufwuchs (August)			erster Aufwuchs (Juni)			zweiter Aufwuchs (August)			erster Aufwuchs (Juni)			zweiter Aufwuchs (August)		
progressiv: - hinzukommend und bleibend - Artmächtigkeit zunehmend	+	Agrostis capillaris Poa trivialis ++ Rumex thyrsisflorus						Poa pratensis Poa trivialis ++			Fallopia convolvulus			Alopecurus pratensis Rumex thyrsisflorus Poa trivialis ++						Rumex thyrsisflorus Poa trivialis ++			nicht bewertet		
indifferent: - ohne Tendenz - kurzzeitig auftretend - Artmächtigkeit gleichbleibend	O	Alopecurus pratensis Poa pratensis Elytrigia repens Taraxacum officinale Cerastium holosteoides Leontodon autumnalis Erophila verna Veronica arvensis Cerastium pumilum u.a.			Alopecurus pratensis Poa pratensis Rumex thyrsisflorus Agrostis capillaris Leontodon autumnalis Elytrigia repens u.a.			Alopecurus pratensis Elytrigia repens Rumex thyrsisflorus Agrostis capillaris Cerastium holosteoides Leontodon autumnalis Fallopia convolvulus Erophila verna Veronica arvensis Cerastium pumilum u.a.			Alopecurus pratensis Poa pratensis Rumex thyrsisflorus Agrostis capillaris Leontodon autumnalis Elytrigia repens u.a.			Poa pratensis Taraxacum officinale Ceartium holosteoides Agrostis capillaris Leontodon autumnalis Veronica arvensis Lolium perenne Cerastium pumilum Erophila verna Elytrigia repens u.a.			Alopecurus pratensis Poa pratensis Rumex thyrsisflorus Agrostis capillaris Leontodon autumnalis Elytrigia repens Lolium perenne Achillea millefolium u.a.			Alopecurus pratensis Poa pratensis Taraxacum officinale Cearstium holosteoides Agrostis capillaris Leontodon autumnalis Leontodon autumnalis Veronica arvensis Lolium perenne Cerastium pumilum Erophila verna Achillea millefolium Plantago lanceolata Elytrigia repens u.a.			nicht bewertet		
regressiv: - verschwindend - Artmächtigkeit abnehmend	-	Trifolium repens - -			Trifolium repens – Taraxacum officinale - -			Trifolium repens - - Taraxacum officinale			Trifolium repens – Taraxacum officinale - -			Trifolium repens - -			Trifolium repens – Taraxacum officinale - -			Trifolium repens - -			nicht bewertet		
Bestandsstruktur		1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
Artenanzahlen		13,7	13,0	10,3	10,0	9,7	11,7	14,3	15,0	11,3	11,3	12,0	11,0	13,7	15,3	13,0	9,7	11,0	10,3	16,3	16,0	14,7	/	11,7	11,7
mittlere Bodenbedeckung [%]	ges.	98	100	98	99	100	77	97	100	99	99	67	72	99	100	98	97	99	42	99	100	98	/	99	53
	K1	1	1	6	0	1	0	2	1	8	1	1	2	1	2	5	>0	1	0	1	1	3	/	1	3
	K2	20	21	30	2	3	2	22	7	45	5	2	0	10	12	23	1	3	2	7	8	23	/	4	0
	K3	74	74	62	94	93	74	71	86	46	89	63	70	87	85	70	76	93	39	87	89	72	/	89	51
	Streu	3	4	1	3	3	15	3	7	0	4	1	24	1	1	1	18	3	40	3	2	1	/	5	32
	Boden	2	0	2	1	1	8	3	0	1	1	0	5	1	0	1	3	0	18	1	0	1	/	1	15
mittlere Höhe [cm]	K1	80	90	113	.	92	.	82	88	121	75	60	78	82	86	109	70	84	.	80	82	106	/	73	77
	K2	48	63	82	77	52	75	50	65	89	42	35	.	47	59	80	50	38	65	48	57	79	/	43	.
	K3	20	35	41	28	32	29	23	36	46	22	18	27	25	33	42	22	20	20	25	34	38	/	20	22
	Streu	2	2	1	3	2	5	2	1	.	2	1	6	2	2	1	4	3	12	1	1	1	/	2	8
mittlere Trockenmasseerträge [dt TM/ha]		29,0	35,3	56,1	/	27,5	7,24	25,9	33,5	62,6	17,9	25,5	12,0	27,1	29,0	57,0	13,6	23,4	4,1	23,1	30,0	64,4	/	21,9	5,4

Die Trockenmasseerträge beider Ernten zusammen (Juni + August) betrugen im Jahr 1997 durchschnittlich 42 dt/ha, 1998 57 dt/ha und 1999 67 dt/ha.

- Vergleich der Versuchsglieder

Innerhalb der feuchteren Ausprägung stieg die Phytomasseproduktion in der reinen Mahdvariante (N 1.2) von 61 dt/ha 1998 auf 75 dt/ha deutlich an. Hingegen wurden auf den Kontrollflächen sowohl im Jahr 1998 als auch im Jahr 1999 63 dt/ha gemessen. Den größten Anteil daran hat der erste Aufwuchs. Bei diesem waren die reinen Mahdbestände sowohl in der obersten wie auch den weiteren Krautschichten deutlich höher aufgewachsen als die Bestände der Kontrollflächen.

In der trockeneren Ausprägung lag die Phytomasseproduktion beider Versuchsvarianten im Jahr 1998 mit jeweils 52 dt/ha noch gleich hoch. 1999 lag die Produktivität der Mähweidevariante mit 70 dt/ha deutlich über der reinen Mahdvariante, die 61 dt/ha erbrachte. Die Bestandesstrukturen beider Varianten wiesen hingegen keine deutlichen Unterschiede auf.

Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung (Nutzungsversuch N 2.1/2.2)

- **Hauptkomponentenanalyse** (vgl. Abb. A-8 im Anhang)

- Juniaufnahmen

Im Untersuchungszeitraum zeigen die Dauerflächen der reinen Mahdvariante und der Kontrolle bezogen auf den ersten Aufwuchs die gleichen Entwicklungstendenzen. Es lassen sich kaum merkliche bewirtschaftungsbedingte Unterschiede feststellen. Allein die schwache Gruppierung der Aufnahmen der jeweils gleichen Behandlungsvariante 1999 deutet auf eine beginnende unterschiedliche Entwicklungstendenz hin.

Allerdings sind die Fluktuationbewegungen stark; sie verlaufen zwischen 1997 und 1998 gleichermaßen negativ zur ersten und positiv zur zweiten Hauptachse. Dafür verantwortlich sind in erster Linie starke Rückgänge im Bedeckungsanteil der Quecke (außer 2.1.1; Korrelation von *Elytrigia repens* mit der ersten Hauptachse $r = + 0,91$) und starke Zunahmen bei *Agrostis capillaris* ($r = - 0,90$).

Die Entwicklungsrichtung zwischen 1998 und 1999 geschieht sehr geschlossen und negativ zur zweiten Hauptachse gerichtet, die floristischen Unterschiede zwischen den Dauerflächen verringern sich. Den größten Anteil an dieser Tendenz haben *Poa pratensis* (Korrelation mit der zweiten Hauptachse $r = - 0,77$), *Alopecurus pratensis* ($r = - 0,77$) und *Poa trivialis* ($r = - 0,93$).

- Augustaufnahmen

Die Ordinationsdiagramm zeigt, dass im zweiten Aufwuchs schon die anfängliche floristische Zusammensetzung beider Versuchsglieder geringfügig verschieden war. Ihre Entwicklungstendenzen unterscheiden sich deutlich voneinander; die einzelnen DBF innerhalb der Varianten zeigen sich in ihrer Tendenz gleichgerichtet und in ihrer floristischen Zusammensetzung sehr ähnlich.

Die Dauerflächen der Kontrolle zeigen zwischen 1997 und 1999 nur geringe und ungerichtete Veränderungstendenzen. Hingegen tendieren die DBF der reinen Mahdvariante über die Versuchsjahre gerichtet und negativ zur ersten Hauptachse. Sie zeigen sich in ihrer floristischen Zusammensetzung und den Bedeckungsanteilen (entsprechend dem Punktabstand) außerordentlich geschlossen. Dafür ist fast allein *Agrostis capillaris* verantwortlich; es ist mit $r = - 0,99$ mit der ersten Hauptachse korreliert.

- **Artenzusammensetzung und Artmächtigkeiten** (vgl. Tab. 17 und Tab. A-12 und A-13 im Anhang)

- Juniaufnahmen (Tab. A-12)

In allen Aufnahmen nahm der Bedeckungsanteil der Quecke (*Elytrigia repens*) fluktuationsbedingt sehr stark ab; betrug er 1997 noch durchschnittlich 56 %, so waren es 1999 nur noch 7 %. Im

gleichen Zeitraum wuchsen die Bedeckungsanteile von *Agrostis capillaris* von 7 % auf 54 % und von *Poa trivialis* von 16 % auf 32 % an. Allerdings ist die Bedeckung mit *Poa trivialis*, wie dies schon in der wechselfrischen bis halbtrockenen Ausprägung festgestellt wurde, größeren Schwankungen unterworfen.

Nur im Bezug auf das Vorkommen von *Rumex thyrsiflorus* weisen die beiden Versuchsvarianten unterschiedliche Tendenzen auf: in der Mähweidevariante nimmt sie deutlich zu (1997 durchschnittlich 6 %, 1999 30 %), während sie in der Kontrolle von gleichem Niveau 1997 (7 %) auf 3 % im Jahr 1999 abnahm.

Die Artenanzahlen blieben im gesamten Untersuchungszeitraum konstant; sie lagen in der reinen Mahdvariante etwas höher als in der Kontrolle.

- Augustaufnahmen (Tab. A-13)

Auf den DBF der reinen Mahdvariante hat *Agrostis capillaris* im Versuchszeitraum *Elytrigia repens* als bestandsdominierendes Gras abgelöst. *Agrostis* nahm von durchschnittlich 13 % im Ausgangsjahr 1997 auf 70 % im Jahr 1999 zu; in der gleichen Zeit sank der Bedeckungsanteil der Quecke von 27 % auf 10 % ab.

In allen DBF nahm der Bedeckungsanteil von *Alopecurus pratensis* im zweiten Aufwuchs von 14 % auf 2 % ab.

Wie schon in den Juniaufnahmen zeigte der Strauß-Ampfer (*Rumex thyrsiflorus*) in der Kontrolle zunehmende Tendenz (von 8 % auf 30 %), während er bei zweischüriger Mahd abnahm (von 6 % auf 2 %).

■ **Phänologie und Bestandsstruktur** (vgl. Tab. 17 und Abb. A-9 im Anhang)

Es läßt sich im Vergleich der Aufnahmen beider Bearbeitungszeitpunkte des Jahres 1999 kein deutlicher phänologischer Unterschied der reinen Mahdvariante gegenüber der Kontrolle erkennen. Allenfalls in den Juniaufnahmen können bei *Alopecurus pratensis*, *Poa trivialis*, *Poa pratensis* und *Glechoma hederacea* leichte Vorsprünge der zweischürigen Bestände gesehen werden. Sie lassen sich jedoch nicht sicher von zufälligen Effekten trennen, die durch die Klassifizierung der Aufnahmedaten entstehen können.

Wie an der Auswahl der Arten in generativen Stadien zu sehen ist, zeigt die wechselfrische bis wechselfeuchte Ausprägung des Leucanthemo-Rumicetum auffällige Aspektwechsel. Die für den ersten und den zweiten Aufwuchs typischen Pflanzenarten decken sich weitestgehend mit denen der wechselfrischen bis halbtrockenen Ausprägung der Gesellschaft. Hinzu treten *Poa palustris*, *Glechoma hederacea* und andere Wechselfeuchtezeiger.

■ **Ertragsentwicklung** (vgl. Tab. 17)

Leucanthemo-Rumiceten der feuchteren Standorte sind sehr produktive Bestände. Die Gesamterträge (erster + zweiter Aufwuchs) betrugen in den drei Versuchsjahren zwischen 66 und 85 dt TM/ha. Bei zweischüriger Mahd entwickelten die Bestände deutlich höhere Gesamterträge. Sie lagen für 1998 und 1999 jeweils mehr als 10 dt höher als in der Kontrolle, was sich ebenfalls an den größeren Wuchshöhen ablesen läßt.

***Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft (Nutzungsversuch N 2.3/2.4)**

■ **Hauptkomponentenanalyse** (vgl. Abb. A-10)

Die DBF der beiden Versuchsglieder zeigen in den Juniaufnahmen nach der Nutzungsumstellung zunächst sehr verschiedenen Tendenzen, die sich keiner der Behandlungsvarianten zuordnen lassen. Erst im zweiten Versuchsjahr beginnen sich die Flächen unterschiedlich zu entwickeln. Während sich der reinen Mahdparzellen positiv zur zweiten Hauptachse bewegen, tendieren die Kontrollflächen-Aufnahmen eher positiv zur ersten Hauptachse. Allen Aufnahmen gemein ist über den Untersuchungszeitraum stattfindende Veränderung, die der ersten Ordinationsachse positiv folgt. Sie wird in der Hauptsache durch Bedeckungsveränderungen von *Elytrigia repens* (Abnahme; Kor-

Tab. 17: Nutzungsversuch N 2 – Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung, und *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft: syndynamisches Verhalten der bestandsbildenden Pflanzenarten, Entwicklung der Bestandsstruktur und Trockenmasseerträge zwischen 1997 und 1999. (N2.1 und N2.2 = Leucanthemo-Rumicetum; N2.3 und N2.4 = *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft; es bedeuten: ++ sehr starke Zunahme, - - sehr starke Abnahme)

syndynamisches Artenverhalten		N2.1 (Mähweide)			N2.2 (2xMahd)			N2.3 (2xMahd)			N2.4 (Mähweide)														
		erster Aufwuchs (Juni)		zweiter Aufwuchs (August)	erster Aufwuchs (Juni)		zweiter Aufwuchs (August)	erster Aufwuchs (Juni)		zweiter Aufwuchs (August)	erster Aufwuchs (Juni)		zweiter Aufwuchs (August)												
progressiv: - hinzukommend und bleibend - Artmächtigkeit zunehmend	+	Rumex thyrsiflorus	Poa pratensis Rumex thyrsiflorus			Agrostis capillaris ++ Glechoma hederacea		Poa palustris	Poa palustris ++		Alopecurus pratensis Poa palustris		Poa palustris ++												
		Alopecurus pratensis Poa palustris Poa trivialis Poa pratensis Agrostis capillaris Glechoma hederacea Lathyrus pratensis Lysimachia nummularia Poa palustris Vicia cracca u.a.	Elytrigia repens Poa palustris Poa trivialis Vicia cracca Agrostis capillaris Glechoma hederacea Lathyrus pratensis Taraxacum officinale Lysimachia nummularia Trifolium repens u.a.		Alopecurus pratensis Poa pratensis Poa trivialis Agrostis capillaris Glechoma hederacea Lathyrus pratensis Lysimachia nummularia Vicia cracca Poa palustris Festuca pratensis Taraxacum officinale u.a.	Poa palustris Poa pratensis Poa trivialis Vicia cracca Rumex thyrsiflorus Lathyrus pratensis Taraxacum officinale Lysimachia nummularia Festuca pratensis Trifolium repens Ranunculus repens u.a.	Alopecurus pratensis Poa trivialis Poa pratensis u.a.	Alopecurus pratensis Poa trivialis u.a.	Phalaris arundinacea Poa trivialis Poa pratensis u.a.	Elytrigia repens Alopecurus pratensis Poa trivialis Phalaris arundinacea u.a.															
regressiv: - verschwindend - Artmächtigkeit abnehmend	-	Elytrigia repens - -	Alopecurus pratensis		Elytrigia repens - - Rumex thyrsiflorus		Elytrigia repens Alopecurus pratensis	Elytrigia repens - -	Elytrigia repens - -		Elytrigia repens - -														
Bestandsstruktur		1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
Artenanzahlen		12,0	9,3	11,3	11,7	11,0	15,0	13,7	13,7	13,7	17,0	15,7	16,7	4,0	5,3	6,0	5,3	4,7	5,7	5,7	8,7	6,7	7,7	4,7	6,0
mittlere Bodenbedeckung [%]	ges.	100	100	99	99	97	86	100	100	98	99	97	83	99	100	95	100	100	76	100	100	95	99	99	76
	K1	1	1	1	2	2	2	1	1	2	4	>0	1	4	5	13	0	>0	0	4	15	15	0	0	0
	K2	53	20	56	36	0	0	72	23	47	62	>0	>0	95	92	82	95	90	0	94	81	80	3	23	3
	K3	46	75	41	60	91	87	26	74	50	31	90	82	0	0	0	0	0	76	0	0	0	83	74	73
	Streu	1	4	1	1	5	11	1	1	1	2	6	12	1	3	3	5	6	16	2	4	3	10	2	19
Boden	0	0	1	1	3	3	0	0	1	1	3	5	0	1	3	1	0	8	0	0	2	1	1	5	
mittlere Höhe [cm]	K1	95	83	105	97	89	99	92	86	104	115	95	95	98	90	117	.	97	.	98	95	114	.	.	.
	K2	65	59	77	50	.	.	65	57	79	58	59	61	62	57	73	56	51	40	58	55	72	60	48	50
	K3	32	31	38	27	33	28	22	33	37	40	36	33	.	.	40	.	.	34	.	.	.	37	23	33
	Streu	1	5	1	9	1	8	1	2	1	6	1	7	2	4	1	2	1	7	1	5	1	1	1	8
mittlere Trockenmasseerträge [dt TM/ha]		47,4	33,1	58,6	39,7	26,4	12,6	49,2	46,6	67,2	32,7	15,8	14,5	47,8	40,8	59,0	34,2	26,2	15,3	45,1	38,2	43,3	26,6	24,4	18,5

relation mit der ersten Hauptachse $r = -0,97$) und *Alopecurus pratensis* (Zunahme: $r = 0,85$) bewirkt.

Im Ordinationsdiagramm der Augustaufnahmen zeigen die Mahdflächen N 2.3.2 und 2.3.3 eine gleichgerichtete Entwicklungstendenz und Ähnlichkeit im Bestand. N 2.3.1 zeigt zwar die gleiche Tendenz, ist aber den Kontrollflächen in ihrem Artenbestand ähnlicher. Die Kontrollflächen fluktuieren hingegen stark; sie zeigen keine eindeutige Veränderungstendenz.

- **Artenzusammensetzung und Artmächtigkeiten** (vgl. Tab. 17 und Tab. A-14 und A-15 im Anhang)

In den untersuchten Quecken-Fuchsschwanzbeständen kam es im Versuchszeitraum zu massiven Umschichtungen in der Artmächtigkeit der bestandsbildenden Gräser. Der Bedeckungsanteil von *Elytrigia repens* sank in den Juniaufnahmen unabhängig von der Bewirtschaftung von durchschnittlich 80 % auf 14 %. Gleichzeitig stiegen die Bedeckungsanteile von *Alopecurus pratensis* von 30 % auf 58 % und von *Poa palustris* von 7 % auf 22 % an. Die letztgenannten Arten profitierten jedoch in beiden Versuchsgliedern unterschiedlich stark: Während der Bedeckungsanstieg von *Poa palustris* auf den reinen Mahdflächen stärker war (N 2.3: von 5 % auf 30 % ; N 2.4 von 4 % auf 13 %), kam *Alopecurus* stärker in den Mähweideflächen auf (N 2.3: von 36 % auf 43 %; N 2.4: von 23 % auf 73 %).

Im zweiten Aufwuchs ist nur in der Mahdvariante eine deutliche Reduktion des Quecken-Anteils zu beobachten, er sank im Untersuchungszeitraum im Mittel von 60 % auf 26 %. Die Bedeckungsanteile von *Alopecurus pratensis* blieben etwa auf gleichem Niveau, während die Bedeckungsanteile von *Poa palustris* auf allen Dauerflächen stark anstiegen; sie betrugen 1997 durchschnittlich 6 %, 1999 18 %.

Die Zusammensetzung der artenarmen Bestände veränderte sich nicht. Neben den bestandsbildenden Grasarten *Elytrigia repens*, *Alopecurus pratensis*, *Poa palustris* und *Phalaris arundinacea* spielten weitere Arten nur eine untergeordnete Rolle und konnten sich in der Regel nicht dauerhaft in den Beständen etablieren.

- **Phänologie und Bestandsstruktur** (vgl. Tab. 17 sowie Abb. A-11 im Anhang)

Die phänologischen Aufnahmen lassen keine Unterschiede in der Entwicklung der verschieden bewirtschafteten Dauerflächen erkennen.

Gemäß der Dominanz weniger Gräser sind die Bestände in der Regel nur ein- bis zweischichtig aufgebaut. In der Obergrassschicht finden sich Quecke, Wiesen-Fuchsschwanz und Rohrglanzgras, in der mittleren Krautschicht ausschließlich Rispengräser. Die Bestandsbildner stehen dabei sehr dicht und sind so schnellwüchsig, dass kaum Bestandslücken vorhanden sind, die Diasporen eindringender Arten günstige Keimungsbedingungen bieten könnten.

- **Ertragsentwicklung** (vgl. Tab. 17)

In ihrer Produktivität liegen die Quecken-Fuchsschwanz-Bestände etwa gleichauf mit den wechselfeuchten Straußampfer-Wiesen. Die in den Versuchsjahren gemessenen Gesamterträge lagen zwischen 63 und 82 dt TM/ha. Die Dauerflächen der reinen Mahdvariante erbrachten im Durchschnitt neun Dezitonnen höhere Trockenmasse-Erträge.

Phalaridetum arundinaceae (Nutzungsversuch N 3)

- **Hauptkomponentenanalyse** (vgl. Abb. A-12 im Anhang)

Das Rohrglanzgras nimmt in allen Beständen in der Regel zwischen 80 % und fast 100 % der Gesamtbedeckung ein. Alle weiteren Arten stehen dahinter weit zurück. Die hohen Bedeckungsgrade beim Rohrglanzgras würden die Ordinationsergebnisse nach der üblichen Gewichtung für die Ordination, d.h. nach Umsetzung in die untenstehende Rangskala, sehr stark beeinflussen und geringere Artmächtigkeitsverschiebungen der anderen Arten „überdecken“. Deshalb wurden die Rangdaten einer Quadratwurzel-Transformation unterzogen. Sie verringert das Maß, in dem die Ordi-

nation von hochbedeckenden Arten, in diesem Fall *Phalaris*, beeinflusst wird. Gleichzeitig hebt sie Veränderungen bei den geringermächtigen Arten deutlicher hervor (s. Tab. 18).

Die folgende Tabelle zeigt die veränderten Gewichtungen.

Tab. 18: Veränderte Bedeutungswerte nach einer Quadratwurzel-Transformation.

Londo-Skala	.	.1	.2	.3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Rangskala	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
transformierte Rangwerte [$x^{0,5}$]	0	1	1,41	1,73	2	2,24	2,45	2,65	2,83	3	3,16	3,31	3,46	3,61	3,74

Im Ordinationsdiagramm der Juniaufnahmen ist für alle Dauerflächen der reinen Mahdvariante insgesamt eine stärkere Tendenz positiv zur zweiten Hauptachse zu erkennen als bei den Kontrollflächen. Besonders trifft dies für die Flächen N 3.1.1, N 3.2.1 und N 3.2.2 zu. Dafür verantwortlich sind Bedeutungszunahmen für *Urtica dioica* (Korrelation mit der zweiten Hauptachse $r = + 0,49$), *Lychnis flos-cuculi* ($r = + 0,58$), *Galium palustre* ($r = + 0,58$) sowie *Glechoma hederacea* ($r = + 0,72$).

Im zweiten Jahr kommt eine Tendenz positiv zur ersten Hauptachse hinzu. Sie kann als fluktuative Veränderung gewertet werden, da sie die Mehrzahl der Dauerflächen beider Behandlungsvarianten gleichermaßen betrifft. Es handelt sich dabei um Verschiebungen in den Anteilen der bestandsbildenden Gräsern: *Phalaris arundinacea* (Korrelation mit der ersten Hauptachse $r = - 0,83$) nimmt zu Gunsten von *Elytrigia repens* ($r = + 0,63$), *Poa palustris* ($r = + 0,82$) und *Poa trivialis* ($r = + 0,77$) ab.

Im Ordinationsdiagramm der Augustaufnahmen zeigen alle Dauerflächen zwischen 1997 und 1998 zunächst eine Verschiebung negativ zur zweiten Hauptachse, die jedoch bei den zweischurig gemähten Flächen erheblich stärker ausfällt. Schon hier deutet sich eine ungleiche Entwicklung an. Auch zwischen 1998 und 1999 kam es zu starken Veränderungen. Sie äußern sich in erster Linie durch eine Bewegung positiv zur ersten Hauptachse. Da sie die beiden Versuchsvarianten in gleicher Weise erfassen, werden sie als Fluktuation aufgefasst. Im Bezug auf die beteiligten Arten gleichen die Ergebnisse den Juniaufnahmen.

- **Artenzusammensetzung und Artmächtigkeiten** (vgl. Tab. 19 und Tab. A-16 und A-17 im Anhang)
- Im Gegensatz zu der Vegetationsveränderungen in den anderen Vegetationstypen, die sich ausschließlich in der Verschiebung der Bedeckungsanteile der bestandsbildenden Arten äußerten, werden die Veränderungen in den Phalarideten auch durch das Hinzutreten neuer Arten verursacht. Juniaufnahmen

Auf allen Dauerflächen nahm im Untersuchungszeitraum der Bedeckungsanteil von Rohrglanzgras im Durchschnitt von 90 % auf 74 % ab. Zugenommen haben in der gleichen Zeit *Galium palustre*, *Poa palustris* und *Poa trivialis*. Dabei ergaben sich 1999 die größten Veränderungen.

Zwischen 1997 und 1999 konnten sich in den reinen Mahdflächen v.a. *Lychnis flos-cuculi* und *Glechoma hederacea* etablieren und ihren Bedeckungsanteil teilweise erhöhen.

- Augustaufnahmen

Im zweiten Aufwuchs sind die schon in den Juniaufnahmen festgestellten Entwicklungen noch deutlicher, was darauf hindeutet, dass die Veränderungen noch fortschreiten werden. *Lychnis flos-cuculi* kommt ausschließlich nur in den ausschließlich gemähten Flächen vor. *Glechoma hederacea* kommt ebenfalls in allen diesen Flächen vor und hat seinen Bedeckungsanteil auf durchschnittlich 6 % erhöht. Währenddessen kommt die Art nur auf zwei der Kontrollflächen vor und dort auch nur mit maximal 1 % Anteil an der Bedeckung. Als dritte vom Schnitt profitierende Art hat sich der Wasserdarm (*Myosoton aquaticum*) auf allen reinen Mahdparzellen eingefunden.

Tab. 19: Nutzungsversuch N 3 – Phalaridetum arundinaceae: syndynamisches Verhalten der bestandsbildenden Pflanzenarten, Entwicklung der Bestandsstruktur und Trockenmasseerträge zwischen 1997 und 1999. (Es bedeutet: ++ - sehr starke Zunahme)

syndynamisches Artenverhalten		N3.1/3.2						N3.3/3.4						
		erster Aufwuchs (Juni)			zweiter Aufwuchs (August)			erster Aufwuchs (Juni)			zweiter Aufwuchs (August)			
progressiv: - hinzukommend und bleibend - Artmächtigkeit zunehmend		+	Galium palustre Poa palustris Poa trivialis Lychnis flos-cuculi Glechoma hederacea			Ranunculus repens Glyceria maxima Urtica dioica Lychnis flos-cuculi ++ Glechoma hederacea ++ Myosoton aquaticum ++ Elytrigia repens			Galium palustre Poa palustris Poa trivialis Glyceria maxima			Ranunculus repens Glyceria maxima Urtica dioica Myosoton aquaticum Elytrigia repens Trifolium repens		
indifferent: - ohne Tendenz - kurzzeitig auftretend - Artmächtigkeit gleichbleibend			O	Phalaris arundinacea (N3.1) Ranunculus repens Glyceria maxima Polygonum amphibium Alopecurus geniculatus u.a.			Galium palustre Poa palustris Poa trivialis Polygonum amphibium Alopecurus geniculatus Rorippa palustris Rorippa sylvestris Stellaria media u.a.			Ranunculus repens Polygonum amphibium Alopecurus geniculatus u.a.			Galium palustre Poa palustris Poa trivialis Polygonum amphibium Alopecurus geniculatus Rorippa palustris Rorippa sylvestris Stellaria media u.a.	
regressiv: - verschwindend - Artmächtigkeit abnehmend		-		Phalaris arundinacea (N3.2)			Phalaris arundinacea			Phalaris arundinacea			Phalaris arundinacea	
Bestandsstruktur			1997 1998 1999			1997 1998 1999			1997 1998 1999			1997 1998 1999		
Artenanzahlen		7,8	8,8	9,3	9,0	8,5	12,3	6,5	6,7	7,8	6,8	7,3	12,0	
mittlere Boden- bedeckung [%]	ges.	98	100	99	100	99	95	100	100	92	99	99	92	
	K1	50	56	43	25	55	0	49	41	25	21	0	0	
	K2	34	23	43	55	26	56	30	39	42	47	60	54	
	K3	10	18	13	16	16	39	18	17	26	22	33	39	
	Streu	5	3	0	2	3	2	2	6	4	10	7	4	
	Boden	2	0	1	1	1	3	1	0	3	1	1	4	
mittlere Höhe [cm]	K1	108	142	119	72	95	.	120	146	113	148	.	.	
	K2	70	88	80	58	41	59	73	86	81	81	79	65	
	K3	31	37	38	29	23	30	36	49	46	42	36	32	
	Streu	3	2	1	3	1	1	2	6	4	26	2	2	
mittlere Trockenmasse- Erträge [dt TM/ha]		43,4	53,0	93,3	42,1	45,6	31,9	40,0	52,5	60,8	54,0	43,7	30,7	

Fluktuationsbedingt tritt wie im Juni so auch im August *Phalaris* in seinem Bedeckungsanteil v.a. zu Gunsten anderer Obergräser, wie *Poa palustris*, *P. trivialis*, *Elytrigia repens* und *Glyceria maxima*, in seiner Bedeckung zurück.

▪ Phänologie und Bestandsstruktur (vgl. Abb. A-13 im Anhang)

Sowohl in den Juni- als auch in den Augustaufnahmen der Jahre 1998 und 1999 zeigen die Dauerflächen, die zweischurig bewirtschaftet wurden, einen merklichen phänologischen Vorsprung gegenüber den Kontrollflächen. Am deutlichsten werden die Unterschiede durch die Entwicklung von *Galium palustre* wiedergegeben. Auffällig sind aber auch *Alopecurus geniculatus* (Juni 1999) und sowie *Poa palustris* (August 1998 und 1999). Arten, die nicht auf allen Flächen anzutreffen sind oder zu sporadisch vorkommen, z. B. *Stellaria media*, eignen sich kaum für den Vergleich des phänologischen Entwicklungsstandes zwischen den Behandlungsvarianten.

▪ Ertragsentwicklung (vgl. Tab. 19)

Die Rohrglanzgras-Röhrichte sind die ertragsstärksten Bestände des Deichvorlandes; sie erbrachten im Untersuchungszeitraum Trockenmasseerträge zwischen 86 und 125 dt/ha.

Die Erträge in der reinen Mahdvariante nahmen von 86 dt/ha 1997 über 99 dt/ha 1998 auf 125 dt/ha im Jahr 1999 zu. Währenddessen blieb der durchschnittliche Ertrag auf den Mähweideflächen über die Versuchsjahre konstant (1997: 94 dt/ha; 1998: 96 dt/ha und 1999: 91 dt/ha).

Die höheren Erträge sind nicht an Hand der maximalen Wuchshöhen nachzuvollziehen. Betrachtet man jedoch den Bedeckungsanteil der einzelnen Schichten, so fällt auf, dass die oberste Krautschicht (K1) in den reinen Mahdflächen einen deutlich höheren Anteil besitzen als in der Kontrolle (z. B. Juni 1998: 56 % zu 41 %; Juni 1999: 43 zu 25 %). Die Bestände wirkten deshalb allein optisch wesentlich homogener.

4.3.4 Fazit

Aktuelle Bewirtschaftung des Grünlandes im Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, inklusive des Rückdeichungsareals, wird heute zum weit überwiegenden Teil unter Naturschutzaufgaben bewirtschaftet. Die im Land Brandenburg geförderten Aufgaben zielen in der Hauptsache darauf ab, gefährdete Tierarten der Agrarlandschaft, besonders wiesenbrütende Limikolen und Singvögel, zu schützen. Um das Brutgeschäft der Vögel nicht zu behindern, liegt auf den Grünlandflächen des Untersuchungsgebiets der erste Nutzungstermin nur selten vor dem 15. Juni. Diese erste Nutzung wird zumeist als Mahd zur Gewinnung von Grassilage durchgeführt.

Nach einer Ruheperiode von sieben bis zwölf Wochen werden die Grünlandflächen mit Fleischrindern in Mutterkuhhaltung nachbeweidet. Die Weideführung geschieht, angepasst an die – witterungsbedingten – betrieblichen Erfordernisse von Jahr zu Jahr verschieden. Es können mehr zur Standweide oder mehr zur Umtriebsweide tendierende Verfahren unterschieden werden. Die Dauer der Beweidung kann dabei zwischen wenigen Tagen und mehreren Monaten schwanken.

Im Vergleich zu standörtlich ähnlichen Grünlandarealen in der niedersächsischen Elbtalaue, die bereits seit mehr als 20 Jahren unter strengen Naturschutzaufgaben bewirtschaftet werden, zeigt sich das Untersuchungsgebiet sowohl an typischen Pflanzengesellschaften der (Feucht-)Wiesen wie auch charakteristischen Pflanzenarten des Auengrünlandes verarmt. Im Gegensatz zu den in Brandenburg gültigen Naturschutzaufgaben orientieren sich die Regelungen in Niedersachsen an historischen Bewirtschaftungsformen: sie regeln nicht nur die frühesten Nutzungstermine, sondern auch die Art der Nutzung und deren Ausschließlichkeit.

Als Ursachen für die aus vegetationskundlich-naturschutzfachlicher Sicht ungünstige Bestandssituation können die verbreitet betriebene Mähweidenutzung und die intensive Melioration (der hinterdeichs liegenden Nutzflächen) angenommen werden.

Alternative Bewirtschaftungsformen - Ergebnisse der Nutzungsversuche

In dreijährigen Nutzungsversuchen wurde überprüft, wie die vier im rezenten Deichvorland häufigsten Grünlandtypen auf eine alternative Bewirtschaftung reagieren. Als solche wurde eine zweischürige Mahd ausgewählt, die sich historischen Nutzungsvorbildern orientiert und aus naturschutzfachlicher Sicht als erfolgversprechend erschien, um die Artendiversität in den Beständen zu erhöhen.

Alle untersuchten Grünlandbestände zeigten fluktuative Veränderungen in ihrer Artenzusammensetzung bzw. in den Artmächtigkeiten der bestandsbildenden Arten. Diese lassen sich auf die sehr unterschiedlichen Witterungsverläufe (bes. ungleichmäßige Niederschlagsverteilung) und Überflutungsereignisse der Jahre 1997 bis 1999 zurückführen. Die Fluktuation innerhalb der Gesellschaften war umso größer, je höher der betreffende Standort lag. Die Vegetation der hoch gelegenen Standorte ist stärkeren Schwankungen im Wasserhaushalt bzw. in der Menge pflanzenverfügbaren Wassers ausgesetzt (vgl. Kap. 4.3). Hingegen sind die Standortbedingungen in tiefer gelegenen Geländeteilen weniger von Extremen bestimmt, weshalb deren Artenzusammensetzung weniger Veränderungen unterworfen ist.

Mit den Bestandsveränderungen fluktuieren auch die Grünlanderträge im Versuchszeitraum sehr stark. Die erntbare Phytomasse schwankte insbesondere im zweiten Aufwuchs. Wiederum waren die hoch gelegenen Standorte davon stärker betroffen als die tiefergelegenen.

Mit Hilfe von Hauptkomponentenanalysen (PCA) ließen sich die durch die Nutzungsumstellung verursachten, gerichteten Veränderungen (Sukzession) in der Entwicklung der verschiedenen Versuchsglieder in den untersuchten Grünlandbeständen sicher identifizieren und von fluktuativen Verschiebungen differenzieren. In Tabelle 20 sind die wichtigsten Ergebnisse der Nutzungsversuche zusammengefasst.

Tab. 20: Auswirkungen der zweischürigen Mahd auf die untersuchten Grünlandtypen.

Bestand	geförderte Arten		gehemmte Arten		Einfluss auf den Ertrag	Einfluss auf die phänologische Entwicklung
	erster Aufwuchs (Juni)	zweiter Aufwuchs (August)	erster Aufwuchs (Juni)	zweiter Aufwuchs (August)		
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrisch bis halbtrocken	<i>Alopecurus pratensis</i> <i>Poa pratensis</i>		<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Fallopia convolvulus</i>	o	o
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrisch bis wechselfeucht		<i>Agrostis capillaris</i> <i>Glechoma hederacea</i>	<i>Rumex thrysiflorus</i>	<i>Elytrigia repens</i>	(+)	o
<i>Elytrigia repens</i>-<i>Alopecurus pratensis</i>-Gesellschaft				<i>Elytrigia repens</i>	(+)	o
Phalaridetum arundinaceae	<i>Lychnis flos-cuculi</i> <i>Glechoma hederacea</i>	<i>Lychnis flos-cuculi</i> <i>Glechoma hederacea</i> <i>Myosoton aquaticum</i>			+	+

Die zweischürige Bewirtschaftung führte in den untersuchten Beständen zu unterschiedlichen Resultaten. Am deutlichsten waren die gerichteten Veränderungen in den Phalarideten. Gegenüber der Kontrolle nahm der Anteil annueller Arten, besonders *Lychnis flos-cuculi*, im Bestand stark zu. Auch war ein phänologischer Vorsprung der zweischürigen Flächen zum Bearbeitungszeitpunkt nachweisbar, der sich in signifikant höheren Phytomasseerträgen niederschlug ($\alpha < 0,05$; U-Test nach Mann & Whitney).

In den wechselfeuchten Leucanthemo-Rumiceten und den Quecken-Fuchsschwanz-Beständen war ebenfalls eine leichte, wenn auch nicht signifikante, Phytomasse-Differenz messbar. Die Quecke (*Elytrigia repens*) nahm in beiden Beständen in den zweiten Aufwüchsen mahdbedingt ab; in den Leucanthemo-Rumiceten wurde sie vom Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*) verdrängt.

Die wechselfrischen bis halbtrockenen Straußampfer-Wiesen zeigten nur wenige Veränderungen in den reinen Mahdflächen. Phänologische Entwicklung und Erträge zeigten sich uneinheitlich und ließen keine unterschiedlichen Tendenzen in den Versuchsgliedern erkennen.

In keinem der Bestände führte die alternative Bewirtschaftungsmethode zu einer signifikanten Erhöhung der Artenanzahl gegenüber der Kontrolle.

4.4 Prognose der Vegetationsveränderungen im Grünland des Rückdeichungsgebiets

4.4.1 Vorbemerkungen

Rückdeichungsszenarien und Überflutungsbedingungen

Die erfolgreiche Umsetzung von Deichrückverlegungen ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig. Neben politischen und sozioökonomischen Belangen, z. B. Regelungen zum Flächenausgleich und zur Förderung extensiver Grünlandnutzungsformen, müssen vor allem technisch-wasserbauliche Aspekte und Interessen des Naturschutzes miteinander in Einklang gebracht werden (z.B. DISTER 1992, OERTEL 1998, REBHAIN 1998). Aus diesem Grund wird das vorliegende Projekt auf der Bezugsgrundlage von drei Szenarien diskutiert (s. Tabelle 21 und Abbildung 28). Sie stecken gleichsam Extreme für die möglichen Umsetzungen ab und dienen als Gerüst für die Prognose der Auswirkungen der geplanten Rückdeichung sowie als fachliche Basis für den nachfolgenden gesellschaftlichen Diskussionsprozess (vgl. NEUSCHULZ, PURPS & HAPE 1999).

Tab. 21: Szenarien für die Deichrückverlegung Lenzen-Wustrow (aus: NEUSCHULZ, PURPS & HAPE 1999, verändert).

	SZENARIO I (Nullvariante)	SZENARIO II (Kleine Variante)	SZENARIO III (Große Variante)
Deichbau	keine Deichrückverlegung (Wiederbewaldung hinterdeichs 200 ha)	Deichrückverlegung (Gesamtfläche 420 ha)	Deichrückverlegung (Gesamtfläche 670 ha)
wasserbauliche Maßnahmen	keine	Deichschlitzung, Flutrin- nenmodellierung, Umge- staltung des bestehenden Grabennetzes	Deichschlitzung, Flutrin- nenmodellierung, Umge- staltung des bestehenden Grabennetzes
Flächenanteile			
- Wiederbewaldung	ca. 200 ha	ca. 370 ha	ca. 400 ha
- davon Aufforstung	ca. 100 ha	ca. 200 ha	ca. 200 ha
- davon Sukzession	ca. 100 ha	ca. 170 ha	ca. 200 ha
- landwirtschaftliche Nutzfläche	auf übriger Fläche, extensiv	ca. 50 ha, extensiv	ca. 270 ha, extensiv

Das Szenario I, die sog. „Nullvariante“, geht davon aus, dass keine Rückdeichung stattfindet. In Anbetracht des geringen regionalen Auenwaldanteils ist hier dennoch eine Wiederbewaldung von 200 ha Grünland vorgesehen, die zu gleichen Teilen durch freie Sukzession und Aufforstungen erfolgen soll. Die Standortbedingungen der verbleibenden Grünlandflächen verändern sich nicht, weshalb dieses Szenario bei den Prognosen unberücksichtigt bleibt.

Die geplante neue Deichlinie im Szenario II, der sog. „kleinen Variante“, wird in einem Abstand von bis zu 1,2 km vom bisherigen Deich errichtet. Der Altdeich wird an acht Abschnitten auf Längen zwischen 50 und 100 m abgetragen. Die Höhe der Deichschlitze relativ zum Wasserspiegel der Elbe ist unterstrom (am Punkt 7 und 8) am geringsten; er liegt dort unterhalb des langjährigen Mittelwassers. Entsprechend kann dort bereits ab einer Abflussmenge von 640 m³/s Wasser in das Rückdeichungsgebiet einströmen. Der Wasserseinstrom in das geplante Rückdeichungsgebiet erfolgt also zunächst gegenläufig zur Strömungsrichtung (vgl. HELLWIG 2000). Nach Modellberechnungen der Bundesanstalt für Wasserbau (BLEYEL 1999a) wird es dabei auf Grund der geringen Strömungsgeschwindigkeiten vorwiegend zur Sedimentation von Feinmaterial kommen.

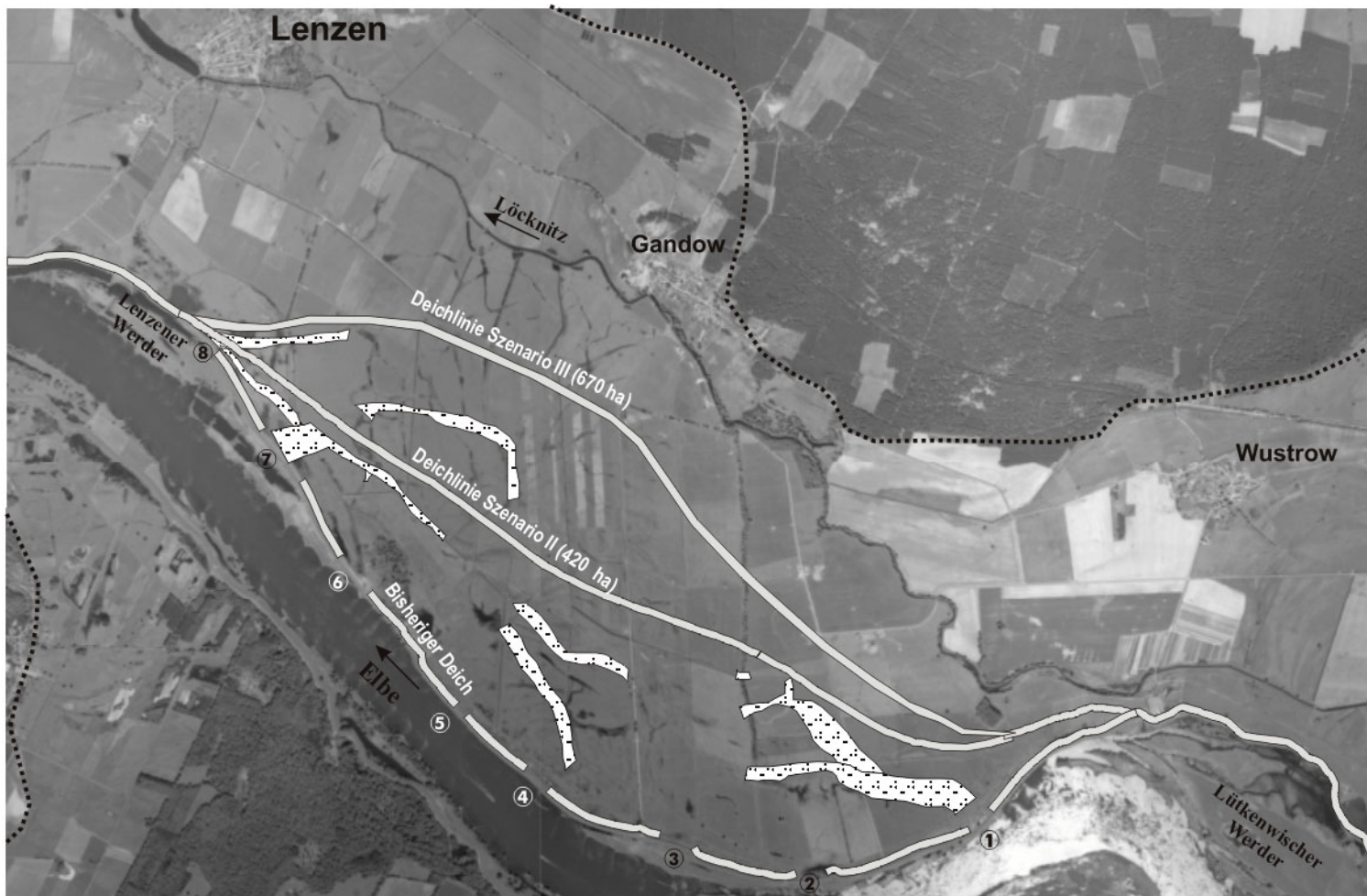


Abb. 28: Das Untersuchungsgebiet mit den drei Rückdeichungsszenarien (Luftbild, aus: MONTENEGRO et al. 1999, verändert). – Die weißen Linien zeigen den Verlauf der verschiedenen Rückdeichungsszenarien, die schwarz gepunktete Linie stellt den natürlichen Auenrand des Flusses dar. Die Nummern 1-8 zeigen die Orte der Schlitzungen an der jetzigen Deichlinie, die später die Wiederüberflutung der neu gewonnenen Auenfläche gewährleisten sollen. Neben den Schlitzungen sollen zehn neu geschaffene Flutrinnen (schraffierte Flächen), deren Verlauf sich weitgehend an natürlichen Flutrinnen der Altaue orientiert, einen raschen Wasserzu- und -abfluss zum Gebiet sicherstellen. Wie aus der Abbildung ersichtlich, würde – zumindest lokal – bei der großflächigen Rückdeichungsvariante (Szenario III) ein großer Teil der natürlichen (Alt-)Aue wieder überflutet werden.

Nach oberstrom steigt die Schlitzungshöhe allmählich an; erst nach und nach sprechen die weiteren Schlitzte an. Bei Abflüssen von mehr als ca. $1130 \text{ m}^3/\text{s}$ strömt das Wasser am obersten Schlitzungsabschnitt (s. Abb. 28, Punkt 1) ein. Hierdurch wird sichergestellt, dass sich die Hauptmenge des Wassers im eigentlichen Flussschlauch befindet und sich keine Nebengerinne bilden können, die zu einer Beeinträchtigung der Schiffbarkeit der Elbe führen könnten. Infolge der höheren Strömungsgeschwindigkeiten sind insbesondere im Bereich von Flutrinnen Erosionsprozesse möglich. Erst ab einer Abflussmenge von ca. $1680 \text{ m}^3/\text{s}$ werden auch die höchsten Abschnitte des Rückdeichungsgebiets von Wasser bedeckt (BLEYEL 1999a).

Das benötigte Deichbaumaterial wird aus dem Rückdeichungsgebiet selbst gewonnen. Die Entnahme wird dafür genutzt, noch erkennbare Gerinnestrukturen (Furkation – vgl. Kap. 2.3) wiederherzustellen und den Wasserzu- und -ausstrom im Rückdeichungsgebiet zu verbessern. Ausgedehnte abflusslose Senken sollen im Interesse der Landwirtschaft vermieden werden. (Zu diesem Zweck werden ebenfalls Teile des Deichvorlandes in Höhe des untersten Deichschlitzes [Punkt 7] abgebagert - vgl. Kap. 4.4.2.)

Das Szenario III unterscheidet sich vom vorherigen lediglich durch die Gesamtfläche (670 ha) und die Flächenanteile, die für die Auenwaldregeneraion und die fortgesetzte landwirtschaftliche Nutzung vorgesehen sind. Der maximale Abstand zwischen Alt- und Neudeich beträgt ca. 2,2 km.

Eingangsdaten und Randbedingungen der Flächenprognosen

In den Prognosen der zukünftigen Flächenanteile werden ausschließlich die Potentiale der Grünlandvegetation nach einer Deichrückverlegung berücksichtigt, unbeachtet der bereits bestehenden Gehölzstrukturen, Aufforstungen, Straßen etc. Da die Flutrinnen Teil des hydraulischen Modells sind, sind sie in das Prognoseergebnis einbezogen.

Das den Vorhersagen zu Grunde gelegte zweidimensionale hydrodynamische Modell der Bundesanstalt für Wasserbau (BLEYEL 1999a) bestimmt die Wasserspiegellagen im Flussschlauch und im Rückdeichungsgebiet. Auf Grund der großen Datenfülle wurden aus dem Modell 329 Abflusssituationen extrahiert, für die nachfolgend Wasserspiegellagen berechnet wurden. Sie repräsentieren die Bandbreite zwischen dem niedrigsten gemessenen Niedrigwasserabfluss ($\text{NNQ} = 150 \text{ m}^3/\text{s}$), dem langjährigen Mittelwasserabfluss ($\text{MQ} = 695 \text{ m}^3/\text{s}$), Hochwässern unterschiedlicher Jährlichkeiten ($1500 \text{ m}^3/\text{s} = \text{HQ}_{1,2}$, $2300 \text{ m}^3/\text{s} = \text{HQ}_{3,5}$ und $3200 \text{ m}^3/\text{s} = \text{HQ}_{20,25}$) bis hin zum höchsten gemessenen Hochwasserabfluss ($\text{HHQ} = 3922 \text{ m}^3/\text{s}$).

Um die potentiellen Flächenanteile der Grünlandtypen vorhersagen zu können, wurden diejenigen Abflüsse aus dem hydraulischen Modell verwendet, die den Werten der Vegetationsübergänge möglichst nahe kommen (s. Tabelle 22). Durch die Verschneidung des Digitalen Geländemodells (DGM; HAPE & PURPS 1999a) mit den Wasserspiegellagen wurden die Flächenanteile der prognostizierten Grünlandtypen ermittelt.

Sukzessionsmechanismen und -geschwindigkeit

Für die Bewirtschaftbarkeit des Grünlandes ist neben den Prognosen der mittel- bis langfristigen Flächenanteile verschiedener Grünlandtypen von großer Wichtigkeit, wie schnell und über welche Zwischenstufen der Vegetationsumbau erfolgt. Da die Sukzession der Bestände zum bedeutenden Anteil von der bisherigen Artenzusammensetzung („initial floristic composition“; EGLER 1954) abhängig ist, wird das rezente Arteninventar des hinterdeichs liegenden Grünlandes in Bezug auf seine Überflutungstoleranz analysiert. Hierzu werden die Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) verwendet. Weiterhin werden die im Deichhinterland angefertigten Transekte herangezogen, um den zu erwartenden Vegetationsumbau anschaulich zu machen.

Tab. 22: Den Vegetationsübergängen zwischen den Grünlandgesellschaften zugeordnete Abflussmengen und die für die Flächenprognose im Rückdeichungsgebiet verwendete Abflusswerte.

	Abfluss [m³/s]		mittl. Überflutungsdauer [d/Vegetationsperiode]
	Vegetation	hydr. Modell	
Dynamisches Wasserstandsregime			
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrische Ausprägung	>1531	1978 - 1500	0 - 3
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfeuchte Ausprägung	1530 - 1167	1499 - 1149	4 - 20
<i>Elytrigia repens</i> - <i>Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft	1166 - 955	1148 - 954	21 - 41
Phalaridetum arundinaceae, hoch	954 - 693	953 - 691	42 - 62
Phalaridetum arundinaceae, tief	692 - 611	690 - 610	63 - 104
kein Grünland	<611	<610	>104
Undynamisches Wasserstandsregime			
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrische Ausprägung	>1531	1978 - 1500	0 - 3
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfeuchte Ausprägung	<1531 - 1167	1499 - 1149	4 - 20
<i>Elytrigia repens</i> - <i>Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft	<1167 - 955	1148 - 954	21 - 41
Phalaridetum arundinaceae	<955 - 703	953 - 701	42 - 83
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	<703 - 681	700 - 681	84 - 88
kein Grünland	<681	<681	>88

4.4.2 Prognose der Endgesellschaften

Die potentiellen Flächenanteile der Grünlandgesellschaften, die sich nach der Deichrückverlegung einstellen werden, sind in Abbildung 29 dargestellt. Die Amplitude der Phalarideten umfasst einen sehr weiten Höhenbereich und schließt standörtlich wechselfeuchte bis wechsellasse Bestände mit ein. Um das Bewirtschaftungsrisiko aus landwirtschaftlicher Sicht stärker differenzieren zu können (vgl. GAUßMANN 2001), wurden sie deshalb in „hoch“ und „tief“ gelegene Bestände unterteilt. Als „Trennungslinie“ wurde der Median der Abflusswerte ($693 \text{ m}^3/\text{s}$) zwischen der oberen und unteren Verbreitungsgrenze der Gesellschaft verwendet.

Nach Abschluss der Sukzession wird die Rückdeichungsfläche (exklusive der Deiche und Flutrinnen) im Szenario II zu fast zwei Dritteln von Leucanthemo-Rumiceten und Quecken-Wiesenfuchsschwanzbestände (zusammen 212 ha; vgl. Tab. 23) bedeckt sein; der Schwerpunkt ihrer Verbreitung liegt im deichnahen westlichen und im östlichen Rückdeichungsgebiet. Der Rest der Vegetationsbedeckung besteht fast ausschließlich aus hoch gelegenen Rohrglanzgras-Röhrichten. Da die gesamte Fläche relativ hoch zum Elbewasserspiegel liegt, kommen wechsellasse („tiefe“) Phalarideten hier nicht vor. Das gleiche gilt für Flutrasen in der undynamischen Variante; sie werden sich nur pionierartig entlang der Flutrinnen ausbilden können und nicht regulär für die Landwirtschaft nutzbar sein.

Da sich das Gelände von der Elbe zur Löcknitz hin allmählich absenkt, schließt die große Rückdeichungsvariante (Szenario III) ausgedehnte niedrige Flächen mit ein. Dementsprechend ist bei dynamischen Abflussverhältnissen der relative Anteil der Phalarideten hier größer, vor allem die wechsellassen Bestände. Sie werden laut der Prognose 328 ha (57 % des Grünlandes) der Rückdeichungsfläche einnehmen. Ist der Wasserabfluss behindert, also unter undynamischen Abflussverhältnissen, werden sich statt dieser ausgedehnte Flutrasen einstellen, die eine gleich große Fläche bedecken. (Das verwendete Digitale Höhenmodell [DGM] gibt das Gelände in Dezimeter-Schritten wieder. Den Höhenwerten der Vegetationsübergänge wurden in der Prognose jeweils die nächstliegende Dezimetergrenze zugeordnet. Dadurch bedecken die tief liegenden Phalarideten [dynamischer Wasserabfluss] und die Flutrasen [undynamischer Wasserabfluss] trotz unterschiedlicher Abflusswerte für deren obere Verbreitungsgrenze [$693 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. $705 \text{ m}^3/\text{s}$] genau die gleichen Flächen.)

In keiner der beiden Rückdeichungsszenarien sind langfristig Flächen zu erwarten, die auf Grund langanhaltender Überstauung vegetationsfrei bleiben bzw. ephemere mit Schlammfluren bewachsen sein werden.

Dadurch, dass die zu modellierenden Flutrinnen die Auenlehmdecke durchstoßen, werden Grundwasseranstiege in hoher Frequenz auftreten und den Boden der Senken mit Wasser überstauen. Je nach Andauer der Überstauung werden sich dort Baumarten der Weichholzaunen, Röhrichte – Phalarideten in strömungsexponierten und Phragmiteten in strömungsberuhigten Abschnitten – oder Wasserpflanzengesellschaften etablieren (vgl. Kap. 4.2 und HELWIG 2000).

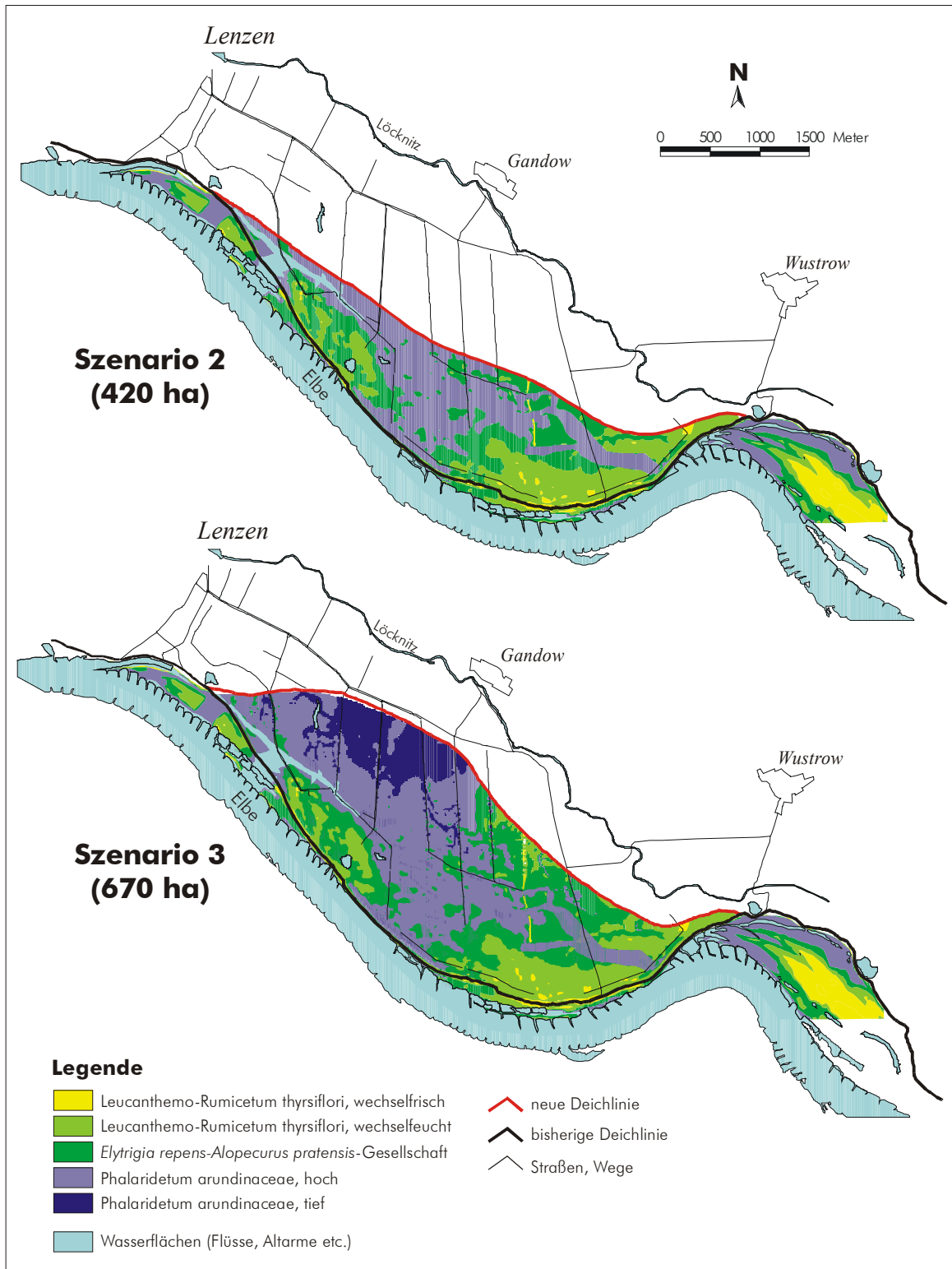


Abb. 29: Karte der potentiellen Flächenverteilung der Grünlandgesellschaften im Rückdeichungsgebiet unter dynamischen Abflussverhältnissen („Klimax-Stadien“ der Sukzession).

Tab. 23: Flächenanteile der prognostizierten Grünlandgesellschaften an der Gesamtfläche der Rückdeichungsflächen (Szenario II und III; ohne alten Deich = 27,1 ha)

Vegetationstypen, Flutrinnen	Flächenanteile unter			
	dynamischen		undynamischen	
	Abflussverhältnissen		Abflussverhältnissen	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]
Szenario II (407 ha)	(407,1754)	(100)	(407,1746)	(100)
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrisch	4 (4,3161)	1,1	4 (4,3161)	1,1
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfeucht	93 (93,1966)	22,9	93 (93,1964)	22,9
<i>Elytrigia repens</i> - <i>Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft	115 (115,3125)	28,3	115 (115,3128)	28,3
Phalaridetum arundinaceae, hoch	134 (134,4743)	33,0	134 (134,1603)	32,9
Phalaridetum arundinaceae, tief	0	0,0	/	/
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	/	/	0	0
Deiche	12 (11,8726)	2,9	12 (11,8730)	2,9
Flussschlauch & Schlammfluren	3 (2,5339)	0,6	3 (2,8625)	0,7
Flutrinnen (normativ)	45 (45,4695)	11,2	45 (45,4535)	11,2
Szenario III (650 ha)	(650,1375)	(100)	(650,1375)	(100)
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrisch	7 (6,7090)	1,0	7 (6,7090)	1,0
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfeucht	91 (91,3182)	14,0	91 (91,3182)	14,0
<i>Elytrigia repens</i> - <i>Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft	149 (149,1210)	22,9	149 (149,1210)	22,9
Phalaridetum arundinaceae, hoch	241 (241,9677)	37,2	241 (241,9677)	37,2
Phalaridetum arundinaceae, tief und Flußschlauch	87 (87,0668)	13,4	/	/
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	/	/	87 (87,0668)	13,4
Deiche	17 (17,3071)	2,7	17 (17,3071)	2,7
Flussschlauch & Schlammfluren	0	0	0	0
Flutrinnen (normativ)	57 (56,6477)	8,7	57 (56,6477)	8,7

4.4.3 Überprüfung der Prognoseergebnisse

Wie genau die Prognoseergebnisse die tatsächliche Vegetationsverteilung abbilden, wurde durch den Vergleich von kartierten (Ist-Wert) und prognostizierten Flächenanteilen (Erwartungs-Wert) im heutigen Deichvorland überprüft. Interessant waren dabei sowohl die Frage, in wie weit die Flächengrenzen der erwarteten und kartierten Flächenanteile der Vegetationstypen übereinstimmen, wie auch die prozentuale Übereinstimmung der Flächengrößen (Frage: Ein wie großer Anteil der erwarteten Flächenanteile liegt innerhalb und außerhalb der tatsächlichen Vorkommen des betrachteten Vegetationstyps?).

Für den Vergleich wurden die bisherigen Vorlandbereiche ausgewählt, der unterstrom liegende Lenzener Werder (Elbe-km 482,0 bis 484,6) und der oberstrom liegende Lütkenwischer Werder (Elbe-km 475,3 bis 477,0; vgl. Kap. 4.4.1). Wie bei der Prognose der zukünftigen Flächenverteilung der Grünlandtypen im Rückdeichungsgebiet wurde von den (punktuell) aufgenommenen Übergangshöhen der Vegetationstypen im Deichvorland auf die Fläche extrapoliert, d.h. die ermittelten Abflusswerte für die Übergänge zwischen den Vegetationstypen wurden wieder in NN-Höhen umgesetzt und mit dem Digitalen Geländemodell des betrachteten Gebiets verrechnet. (Da keine vergleichbare Datengrundlage zur Hydraulik (Wasserspiegellagen) im Ist-Zustand vorliegt, wie das für die Rückdeichungsfläche der Fall ist, wurde zwischen Anfang und Ende des jeweils betrachteten Flussabschnitts ein lineares Gefälle von 0,14 ‰ angenommen [vgl. GRÖNGRÖFT 1999]. Die in Kauf genommene Differenz zum tatsächlichen Wasserspiegel ist mit maximal 3 cm vernachlässigbar gering [vgl. Kap. 3.2.2].)

- **Lütkenwischer Werder** (vgl. Tab. 24 und Abbildung 30, Karten 1-4)

Auf Grund der Geländehöhen ist für die wechselfrischen Leucanthemo-Rumiceten ein Flächenanteil von 17,1 ha zu erwarten (s. Karte 1) . Davon liegen 15,6 ha (91,2 %) innerhalb des kartierten Flä-

chenanteils des Vegetationstyps, 1,4 ha wurden als wechselfeuchte Ausprägung der selben Gesellschaft und Quecken-Fuchsschwanz-Wiesen und 0,1 ha als Flutrasen kartiert.

Über weite Geländeabschnitte stimmen die Grenzlinien zwischen erwarteten und tatsächlichen Anteilen der wechselfeuchten Leucanthemo-Rumiceten und Quecken-Wiesenfuchsschwanz-Wiesen sehr gut überein (s. Karte 2). Jedoch finden sich vor allem im südöstlichen Bereich des Werders größere deichnahe Flächen, die abweichend kartiert sind. Diese Flächen sind in Folge intensiverer Beweidung (Auftrieb im südöstlichen Lütkenwischer Werder Ende April; teilweise ausschließliche Beweidung) in ihrem Artenbestand den wechselfrischen Leucanthemo-Rumiceten ähnlicher als den wechselfeuchten Beständen. Dementsprechend liegt der Anteil der erwarteten Flächenanteile lediglich zu 66,8 % innerhalb der Flächen, die als zu den Vegetationstypen gehörig kartiert wurden.

Zu den Phalarideten hin nimmt die Aussageschärfe des Modells ab. Der relative Anteil der prognostizierten Flächen, die innerhalb des Ist-Flächenanteils liegen, liegt um 50 %. Dabei bildet das Modell für undynamischen Abflussverhältnisse die tatsächliche Flächenverteilung der Phalarideten entlang der abflusslosen Senken und Rinnen (s. Karte 3b) besser ab als das Modell für dynamische Abflussverhältnisse (52,1 % gegenüber 48,6 %; s. auch Karte 3a).

Die größten Diskrepanzen zwischen Modell und rezenter Flächenverteilung ergeben sich dort, wo das Wasser in abflusslosen, gut gegen Versickerung abgedichteten Senken nach Hochwässern außerordentlich lange, d.h. länger, als dass dies nach den zu Grunde gelegten Mittelwerten für die unteren Höhengrenzen der Vegetationstypen zu erwarten ist, steht und dort, wo ausschließlich eine Weidenutzung stattfindet (Karte 3a,b). In beiden Fällen finden sich statt der Phalarideten Flutrasen bzw. vegetationsfreie oder nur ephemere bewachsene Flächen. Da Phalarideten und Quecken-Fuchsschwanz-Bestände mitunter recht fließend in einander übergehen, sind auch hier Unschärfen zu verzeichnen: 6,2 bzw. 6,1 ha der erwarteten 36,2 bzw. 32,2 ha Phalarideten wurden *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Bestände kartiert.

Entsprechend den Aussagen zu den Phalarideten sind die Flächenanteile der Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) erheblich größer als die erwarteten 2,9 ha. Dennoch liegen 72 % der vorhergesagten Flutrasenflächen innerhalb von Geländeteilen, die auch als Flutrasen kartiert wurden. Ein Blick auf die gute Übereinstimmung zwischen Erwartungswerte und Vorkommen von kleinen, eingestreut in Phalarideten liegende Flutrasenflächen (s. Karte 4, Pfeile) bestätigt, dass das Modell in weiten Geländeteilen in der Lage ist, die tatsächlichen Standorte des Vegetationstyps abzubilden.

▪ **Lenzener Werder** (vgl. Tabelle 24 und Abb. 31, Karten 1-4)

Der schmalere Lenzener Werder, der maximal eine Breite von 250 m erreicht, liegt im Durchschnitt erheblich höher als der Lütkenwischer Werder. Dementsprechend entfällt der überwiegende Anteil des Grünlandes auf Bestände vom Typ der Leucanthemo-Rumiceten und der Quecken-Fuchsschwanz-Wiesen und nur geringe Anteile auf Phalarideten und Flutrasen.

Auf Grund der Höhenlagen wären im Lenzener Werder 9,2 ha wechselfrische Leucanthemo-Rumiceten zu erwarten, sie wurden jedoch nicht kartiert. Die Ursache dafür liegt in der außerordentlichen Artenarmut der Bestände im entsprechenden Geländeteil, der eine Zuordnung zu diesem Vegetationstyp erschwerte. Sie wurden aus diesem Grunde der wechselfeuchten Ausprägung der Gesellschaft zugeordnet.

Die Übereinstimmung zwischen Prognose und tatsächlichen Flächenanteilen der wechselfeuchten Grünlandgesellschaften (wechselfeuchte Leucanthemo-Rumiceten und *Elytrigia repens-Alopecurus repens*-Gesellschaft, ist außerordentlich groß. Sowohl die Flächenabgrenzung (s. Karte 2) als auch der sehr hohe Übereinstimmungswert mit den kartierten Vorkommen der Bestandstypen von 94,9 % belegen dies. Die Übereinstimmung zwischen den Flächenanteilen, die auf Grund ihrer Geländehöhe Phalarideten tragen sollten, und deren kartierten Vorkommen ist außerordentlich gering. Analog zu den Abweichungsursachen im Lütkenwischer Werder wird die geringe Kongruenz auch hier durch stark gehemmten Wasserabfluss in isolierten Geländehohlformen (vgl. Flutrasen) sowie Übergänge zu den Quecken-Fuchsschwanz-Beständen (s. Karten 3a,b Pfeile) verursacht.

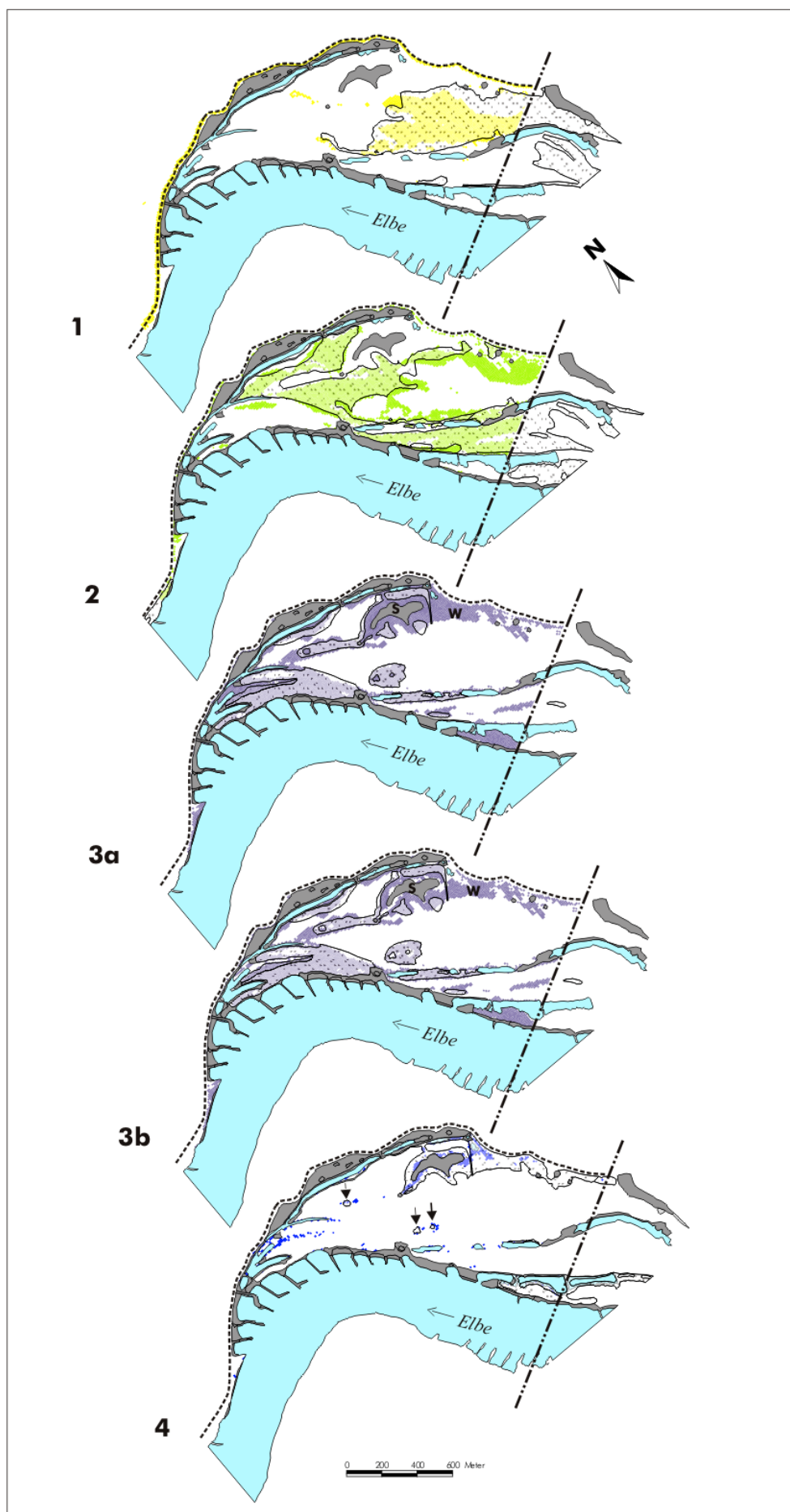


Abb. 30: Vergleich zwischen potentiellen und kartierten Flächenanteilen der Grünlandgesellschaften im Deichvorland am Beispiel des Lütkenwischer Werders. – Es bedeuten: 1 - *Leucanthemo-Rumicetum thyr-siflori*, wechselfrisch, 2 - *Leucanthemo-Rumicetum thyr-siflori*, wechselfeucht & *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, 3 - *Phalaridetum arundinaceae* - a) unter dynamischen Abflussverhältnissen und b) unter undynamischen Abflussverhältnissen, 4 - *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*; Flächen: dunkelgrau = kein Grünland, farbig = erwartete Flächenverteilung (Modell), schraffiert/transparent = kartierte Flächenanteile (Ist-Vegetation); Linien: gestrichelt = Deich, Doppelpunkt-Strich-Linie = Ende des Geltungsbereichs des Höhenmodells; S = abflusslose Senke; W = ausschließlich beweidete Fläche; Pfeile: Flutrasen (s. Text).

Wie im Lütkenwischer Werder so ist auch im Lenzener Werder der Anteil der Flutrasen wesentlich größer als erwartet (5,8 gegenüber 0,2 ha in der Prognose). Bei den beiden kartierten Flutrasenflächen handelt es sich um eine abflusslose Mulde bzw. Rinne, in der das Flusswasser nach Hochfluten nach eigenen Beobachtungen sehr lange steht, so dass die auf Grund ihrer Höhenlage potentiellen Phalarideten-Standorte Flutrasen tragen (s. Karte 4, Pfeile).

4.4.4 Auswirkungen der Wiederüberflutung auf das Arteninventar der Rückdeichungsfläche

Veränderungen in der Artenanzahl

Das Arteninventar im geplanten Rückdeichungsgebiet ist derzeit noch meliorationsgeprägt. Überflutungen haben nur mittelbaren Einfluss auf die Wuchsstandorte. Vor allem in der Nähe des Deiches tritt hochwasserbedingt Qualmwasser aus, dass die Vegetation am Grunde von Geländehohlformen längere Zeit überstauen kann. Allerdings ist das austretende Wasser verhältnismäßig nährstoffarm (vgl. SCHWARTZ 2000) und begünstigt deshalb das Auftreten meso- bis schwach eutraphenter Pflanzenarten. Die Nährstoffsituation auf höher gelegenen Grünlandflächen ist nach vieljähriger Nicht-Düngung ähnlich einzuschätzen.

Tab. 24: Vergleich der kartierten und potentiellen Flächenanteile der Grünlandgesellschaften im rezenten Deichvorland am Beispiel des Lenzener Werders (Elbe-km 482,0-484,6) und des Lütkenwischer Werders (Elbe-km 475,3- 477,0).

Lütkenwischer Werder		Prognostizierte Flächenanteile [ha]		Anteile der progn. Flächen an den kartierten Flächenanteilen der vorgefundenen Grünlandtypen [ha]								Übereinstimmung [%]
Vegetationstyp	Gesamt-fläche	kein Grünland	Grünland	Leuc.-Rum, wechsel-frisch	Leuc.-Rum, wechsel-feucht & Ely-Alo-Ges	Phalari-detum arundina-ceae	Ranunculo-Alopecu-retum	Deich-trasse	pionier-artige Flutrasen (kein GL)	Ruderal-ge-sell-schaften an gestörten Standorten	Restflächen	
Leucanthemo-Rumicetum, wechselfrisch	17,1	0,0	17,1	15,6	1,4	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	91,2
Leucanthemo-Rumicetum, wechselfeucht & Elytrigia repens-Alopecurus pratensis-gesellschaft	40,6	1,2	39,5	9,4	26,4	2,6	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	66,9
Phalaridetum arundina-ceae, dynamisches Abfluss-regime	58,8	22,7	36,2	0,4	6,2	17,6	10,1	0,1	1,7	0,1	0,1	48,6
Phalaridetum arundina-ceae, undynamisches Abflussregime	44,6	12,4	32,2	0,3	6,1	16,8	7,3	0,1	1,6	0,1	0,0	52,1
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	8,0	5,0	2,9	0,0	0,1	0,6	2,1	0,0	0,1	0,0	0,0	72,2

Lenzener Werder		Prognostizierte Flächenanteile [ha]		Anteile der progn. Flächen an den kartierten Flächenanteilen der vorgefundenen Grünlandtypen [ha]								Übereinstimmung [%]
Vegetationstyp	Gesamt-fläche	kein Grünland	Grünland	Chrys.-Rum, wechsel-frisch	Chrys.-Rum, wechsel-feucht & Ely-Alo-Ges	Phalari-detum arundina-ceae	Ranunculo-Alopecu-retum	Deich-trasse	pionier-artige Flutrasen (kein GL)	Ruderal-ge-sell-schaften an gestörten Standorten	Restflächen	
Leucanthemo-Rumicetum, wechselfrisch	10,4	1,4	9,0	0,0	5,2	0,0	0,1	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Leucanthemo-Rumicetum, wechselfeucht & Elytrigia repens-Alopecurus pratensis-gesellschaft	28,9	5,7	23,3	0,0	22,1	0,0	1,0	0,2	0,0	0,0	0,0	94,9
Phalaridetum arundina-ceae, dynamisches Abfluss-regime	12,9	6,3	6,5	0,0	4,1	0,2	2,2	0,1	0,0	0,0	0,0	2,4
Phalaridetum arundina-ceae, undynamisches Abflussregime	11,5	5,3	6,2	0,0	4,0	0,1	2,0	0,1	0,0	0,0	0,0	1,3
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	0,7	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	69,0

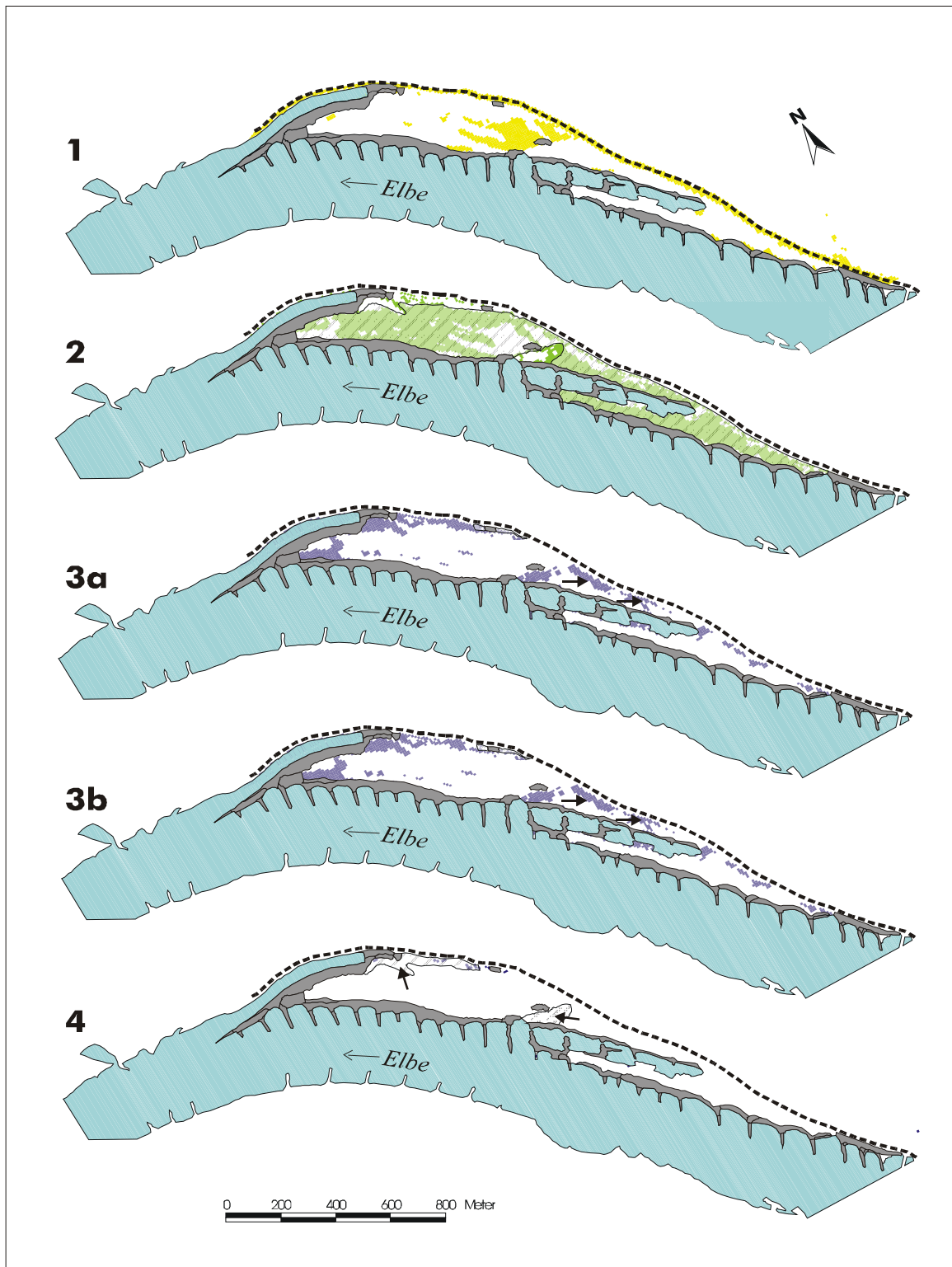


Abb. 31: Vergleich zwischen potentiellen und kartierten Flächenanteilen der Grünlandgesellschaften im Deichvorland am Beispiel des Lenzener Werders. – Es bedeuten: 1 - *Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori*, wechselfrisch, 2 - *Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori*, wechselfeucht & *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, 3 - *Phalaridetum arundinaceae* - a) unter dynamischen Abflussverhältnissen und b) unter undynamischen Abflussverhältnissen, 4 - *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*; Flächen: dunkelgrau = kein Grünland, farbig = erwartete Flächenverteilung (Modell), schraffiert/transparent = kartierte Flächenanteile (Ist-Vegetation); Linien: gestrichelt = Deich, Doppelpunkt-Strich-Linie = Ende des Geltungsbereichs des Höhenmodells.

Durch die Deichrückverlegung kommt es insbesondere zu einer Erhöhung des Wasserangebots und zum Eintrag von Nährstoffen (SCHWARTZ ebd.). Es ist also zu erwarten, dass feuchte- und nährstoffliebende Arten an Konkurrenzkraft gewinnen und in der Lage sind, mesophile und frischliebende Arten zu verdrängen. Dieser Vorgang soll in Abbildung 32 zunächst hypothetisch an Hand der Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 1991) der Arten dargestellt werden. (Neu hinzutretende Arten bleiben hier unberücksichtigt; es kann allerdings angenommen werden, dass sehr viel mehr Arten aus dem Rückdeichungsgebiet verschwinden als neue hinkommen werden.)

Nimmt man an, dass alle Pflanzenarten des bisherigen Artenbestandes mit einem Feuchtwert kleiner als fünf (ELLENBERG et al. 1991: S. 68) nach der Deichrückverlegung ausfallen werden, so reduziert sich die Artenanzahl des Rückdeichungsgebiets von 171 auf 101 Arten. Wird darüberhinaus postuliert, dass all jene Arten verschwinden werden, deren Stickstoffwert kleiner als fünf liegt, so reduziert sich die Artenanzahl weiter auf 73 Arten, beträgt also nur noch 43 % des Ausgangsbestands.

Dieses Ergebnis kann allerdings nur als grobe Näherung aufgefasst werden. Denn zum einen können die Zeigerwerte nicht mit den tatsächlich einwirkenden Standortgrößen gleichgesetzt werden: Der „Feuchtwert“ fasst die Wasserversorgung als Ganzes zusammen und ist nicht mit der Überflu-

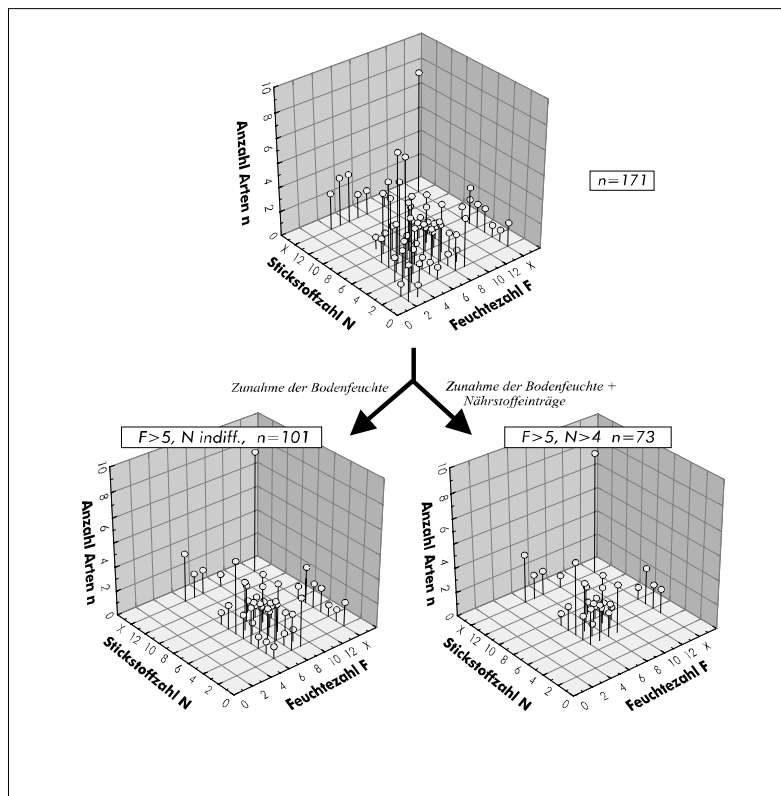


Abb. 32: Hypothetische Entwicklung der Artenanzahl auf Basis der ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991). – Erläuterungen im Text.

tung als dominierendem Standortfaktor gleichzusetzen. Zum anderen weicht das Verhalten mancher Arten in den Auen von den Mittelwerten ab, wie sie in den Zeigerwerten zusammengefasst sind. Beispielsweise dürfte *Rumex thyrsiflorus*, als Zeigerart des V Dauco-Melilothion, auf Grund seiner Indikatorwerte gar nicht im Deichvorland vorkommen, ist aber tatsächlich eine Charakterart der höheren Lagen des Vordeichgrünlandes. *Caltha palustris* wiederum sollte von ihren Feuchte- und Nährstoffansprüchen her im geplanten Rückdeichungsgebiet verbleiben. Die Art kommt jedoch im untersuchten Deichvorland nicht vor, da die Böden im Sommer infolge der großen Grundwasserschwankungen zu stark austrocknen (vgl. LEYER 1999).

Spezifische Überflutungsdauern

Eine präzisere Voraussage der Veränderungen im Arteninventar verspricht die Verwendung der mittleren Überflutungsdauern der Arten, die im rezenten Deichvorland vorkommen. Sie sind Abbildung 33 dargestellt. Als Grundlage für Ihre Ermittlung dienten die durchgehenden Transekte aus dem Deichvorland (vgl. Kap. 4.3.1); sporadisch auftretende Arten wurden nicht berücksichtigt. Zusätzlich dazu wurden die Pflanzenvorkommen auf den Dauerbeobachtungsflächen und weitere Geländebeobachtungen ausgewertet und, soweit abweichend, integriert.

Die Skala der durchschnittlichen Überflutungsdauern reicht von solchen Arten, die nur gelegentliche Überflutungen vertragen (*Achillea millefolium*) und Therophyten, die das überflutungsreiche Winterhalbjahr nur in Form von Diasporen überdauern (*Trifolium dubium*), bis hin zu Flutrasen und Röhrichpflanzen, die langandauernde Überstauungen tolerieren (z.B. *Rorippa sylvestris*, *Alopecurus geniculatus*) oder sogar flutend weiterwachsen können (z.B. *Glyceria maxima*, *Agrostis stolonifera* [nicht dargestellt], *Polygonum amphibium*).

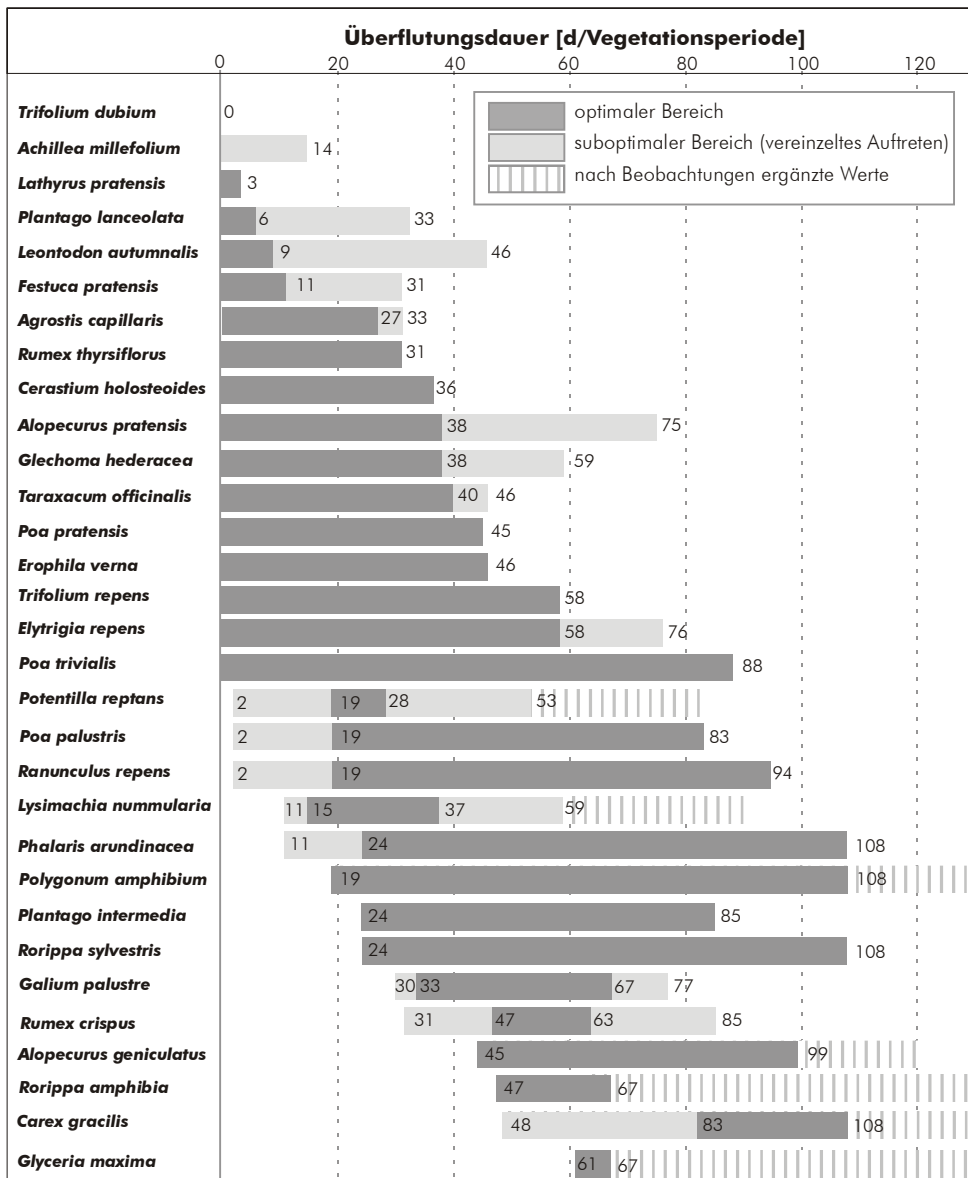


Abb. 33: Mittlere spezifische Überflutungsdauern der Grünlandarten im rezenten Deichvorland.

4.4.5 Sukzession und Sukzessionsgeschwindigkeit

Aus den vorangegangenen Darstellungen ist deutlich geworden, dass es nach einer Wiederüberflutung zu starken Rückgängen in der Artenanzahl kommen wird, jedoch für konkrete Vorhersagen

auf der Bestandsebene die spezifischen Überflutungsdauern der einzelnen Arten herangezogen werden müssen. Im Bezug auf die Weiterbewirtschaftung der Flächen sind zwei Aspekte von besonderer Bedeutung: Wie schnell findet der Umbau statt, kann also wieder mit einer regulären Bewirtschaftung begonnen werden? Auf welchen Flächen kann am ehesten wieder gemäht oder beweidet werden?

Hypothetische Sukzessionsabfolgen

In den Abbildungen 34 und 35 ist der zu erwartende Modus, in dem der Vegetationsumbau im Hinterdeichgrünland stattfinden wird, an Hand zweier Transekte und den spezifischen Überflutungsdauern der Arten (s.o.) dargestellt. Den Ausgangsbestand bilden jeweils die im Jahr 1998 aufgenommenen Transektflächen; der Endzustand („Klimax-Stadium“) orientiert sich an den häufigsten Arten des Deichvorlandes, wie sie in Abbildung 34 dargestellt sind. Als Basis für die Vorhersage dienen die NN-Höhen der Transekte sowie die vorgesagten Wasserspiegellagen nach dem Modell der Bundesanstalt für Wasserwirtschaft BAW (BLEYEL 1999a) und langfristigen Mittelwerte der Eintrittswahrscheinlichkeiten (MONTENEGRO et al. 1999d). Die Bestände sind in Höhenintervalle eingeteilt, die den Pflanzengesellschaften entsprechen, die im Deichvorland vorgefunden wurden (vgl. Kap. 4.3) und somit auch als „Klimax“-Stadium der Sukzession aufzufassen sind.

Der Vegetationsumbau findet in drei Phasen statt:

Phase I: Wird der Ausgangsbestand wiederüberflutet, so werden nur solche Arten fortbestehen, die überflutungstolerant sind. Hierunter werden solche Arten zusammengefasst, deren gemessenes Optimum über den gesamten oder einen Teil des betrachteten Höhenintervalls reicht. (Es handelt sich also um eine „relative Überflutungstoleranz“, die sich durch den Vergleich der spezifischen Überflutungsdauer der Arten und der zu erwartenden Überflutungsdauer ergibt.) Alle Arten, die nicht im rezenten Deichvorland vorkommen oder deren Überflutungsamplitude den betrachteten Intervall nicht erreicht, fallen aus und hinterlassen von Vegetation unbedeckten Boden bzw. einen Filz aus toten Pflanzenresten.

Phase II: Die freigewordene, konkurrenzarme Fläche kann von den verbliebenen und von neu einwandernden Pflanzenarten besiedelt werden. Hierunter sind Pionierarten der Schlamm-, der Ruderalfluren und der Flutrasen sowie ausdauernde Grünlandarten. Dieses Stadium ist starken Veränderungen unterworfen und wird deshalb als instabiles Zwischenstadium aufgefasst.

Phase III: In der abschließenden Stabilisierungsphase verdrängen die Grünlandarten die Pionierarten, unterstützt durch erneute Bewirtschaftung der Flächen. Es stellen sich neue Konkurrenzverhältnisse ein.

Ausgehend von dem beschriebenen Sukzessionsmechanismus werden in den dargestellten Transekten die Veränderungen in den hoch gelegenen Abschnitten zunächst am stärksten sein. Dort kommen vor allem nicht oder nicht ausreichend überflutungstolerante Arten vor, wie z.B. *Arrhenatherum elatius*, *Daucus carota* oder *Dactylis glomerata*. Im Fall von Transekt 2 (s. Abb. 34) ist zu erwarten, dass im oberen Abschnitt keine einzige der vorhandenen Arten die Überflutung überleben wird, die Grasnarbe also ganz abstirbt. Auch im unteren Teil des Transekts wird der größte Anteil der Arten absterben.

Hingegen verbleiben nach der Wiederüberflutung von Transekt 1 (s. Abb. 35) erheblich mehr Arten, im oberen Abschnitt auch bestandsbildende Ober- und Mittelgräser wie *Alopecurus pratensis* und *Poa trivialis*. Im unteren Abschnitt von Transekt 1 fällt nur ein geringer Anteil der vorhandenen Arten aus. Dies lässt erwarten, dass die entstehenden Bestandslücken schnell durch die verbliebenen Arten geschlossen werden können.

Dies wird vor allem durch Pionierarten aus den o.g. Syntaxa geschehen, deren Diasporen mit dem Hochwasser eingetragen werden. Häufig vertretene Arten werden voraussichtlich sein (vgl. NEBELSIEK 2000):

- *Chenopodium* spp. (*C. rubrum*, *C. glaucum*, *C. polyspermum*, *C. foliosum*),
- *Polygonum* spp. (*P. hydropiper*, *P. amphibium*, *P. lapathifolium*, *P. aviculare*),

- *Rumex* spp. (*R. crispus*, *R. palustris*, *R. obtusifolius*, *R. maritimus*),
- *Bidens* spp. (*B. tripartita*, *B. frondosa*, *B. radiata*),
- *Artemisia annua*,
- *Xanthium albinum*,
- *Urtica dioica*,
- *Potentilla* spp. (*P. anserina*, *P. reptans*),
- *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera*, *Echinochloa crus-galli* und
- Gehölze der Weichholzaue: *Salix* spp. (*S. fragilis*, *S. alba*, *S. triandra*, *S. viminalis*) und *Populus* spp. (*P. nigra*, *P. x canadensis*, *P. tremula*).

Neben den annuellen Arten werden sich auch ausdauernde Arten des Grünlands gemäß ihrer spezifischen Überflutungsdauern und abhängig von den konkreten Überflutungsereignissen in der Übergangszeit ansiedeln.

In welcher Weise und in welcher Geschwindigkeit sich wieder Grünlandbestände (vgl. Phase III) entwickeln – dies wird voraussichtlich etwa fünf bis zehn Jahre dauern –, hängt nicht unbedeutend von der Art und dem Zeitpunkt der wieder einsetzenden Bewirtschaftung ab. Sie sollte beginnen, sobald ein annähernd geschlossener Vegetationsbestand vorhanden ist. Eine Mahdnutzung wird dabei den Umbau hin zu einer ausdauernden Grünlandnarbe stärker beschleunigen als die Beweidung der Flächen.

Im Übergang zur Stabilisierungsphase werden nicht nur die ephemeren Arten des Zwischenstadiums verdrängt, sondern auch Arten des Ausgangsbestands, die sich bis dahin erhalten konnten. Hierunter sind vormehlich lichtliebende Arten, die in den entstehenden *Phalaris*-Röhrichten beschattet werden, z.B. *Eleocharis palustris* und *E. uniglumis*, aber auch solche, die nicht im Stande sind, das zunehmende Stickstoffangebot zu tolerieren. Hierzu zählen z.B. *Agrostis canina* oder *Oenanthe fistulosa*.

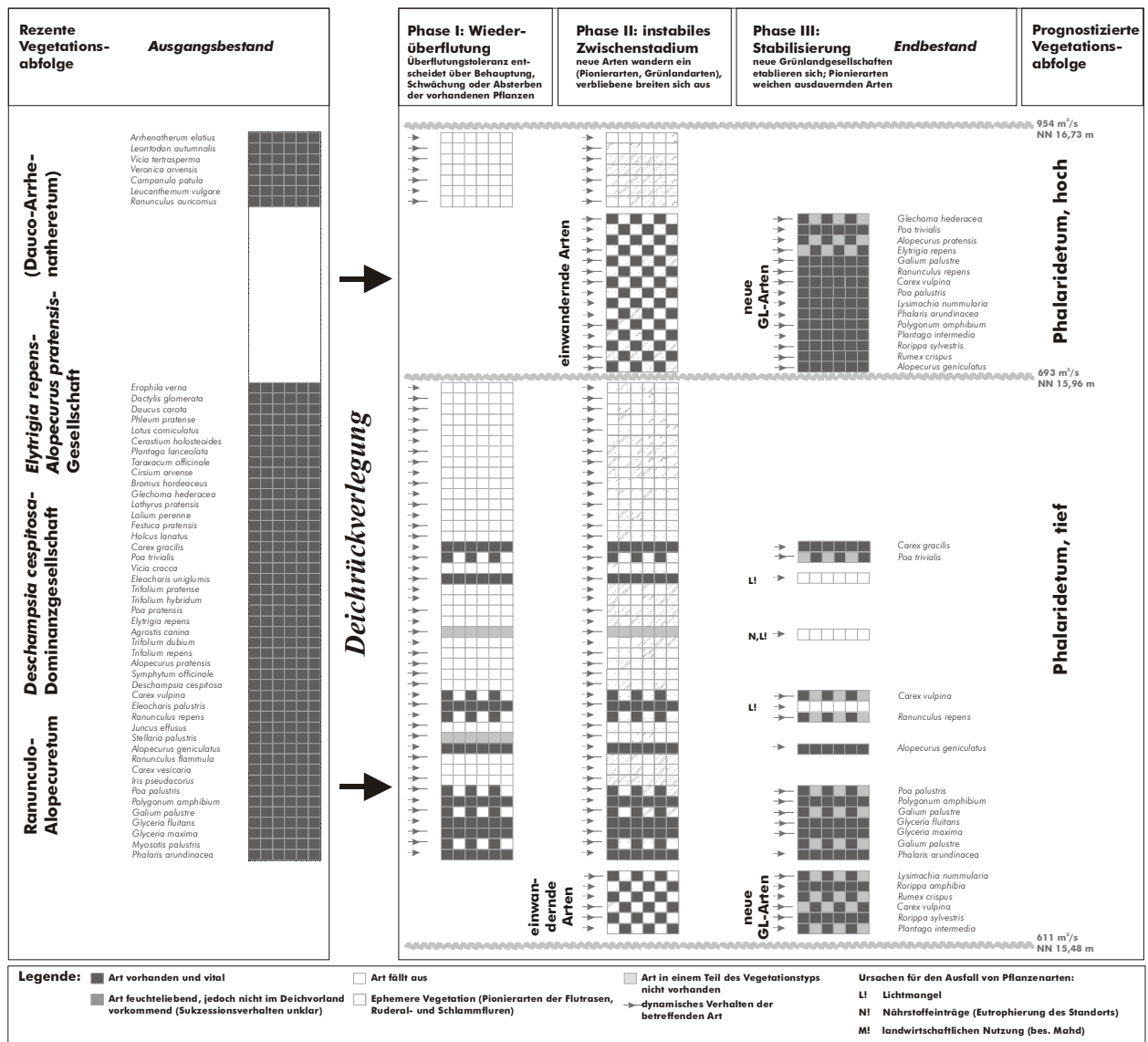


Abb. 34: Darstellung möglicher Sukzessionsvorgänge am Beispiel von Transekten im geplanten Rückdeichungsgebiet I. – Der hinterdeichs liegende Transekt 2 (Höhe Elbe-km 481,8; deichfern) wird im Falle einer Rückdeichung wiederüberflutet werden. Er liegt relativ hoch und die rezenten Bestände sind vorwiegend aus Arten zusammengesetzt, die an wechselfrische bis wechselfeuchte Standortbedingungen angepasst sind. Die Vegetation in den höhergelegenen Abschnitten des Transekts werden nach der Wiederüberflutung voraussichtlich großflächig absterben und zunächst Ruderalvegetation Raum geben, bevor sich, unterstützt von der wieder einsetzenden Bewirtschaftung, erneut Grünlandbestände (Phalaridetum) etablieren können.

Im Ausgangsbestand sind die rezent vorkommenden Pflanzenarten gemäß ihrem Auftreten vom höchsten (oben) zum tiefsten Punkt des Transekts angeordnet – der Transekt beinhaltet Bestände der Typen *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft und *Ranunculo-Alopecuretum*. Die Arten des Ausgangsbestands sind in Hinsicht auf ihre Standortansprüche bzw. die Zugehörigkeit zu einem der Endbestände in zwei Gruppen unterteilt (s. Abflussmengen und auf den betreffenden Elbe-km bezogene Übergangshöhen). Als Ursachen für den Ausfall von Pflanzenarten nach erfolgter Wiederüberflutung können insbesondere mangelnde Überflutungstoleranz, aber auch zunehmende Nährstoffeinträge und Lichtmangel – in den nun hochwüchsigen Rohrglanzgras-dominierten Beständen – angenommen werden.

Abb. 35: Darstellung möglicher Sukzessionsvorgänge am Beispiel von Transekten im geplanten Rückdeichungsgebiet II. – Der hinterdeichs liegende Transekt 1 (in Höhe Elbe-km 482,5; deichnah) wird im Falle einer Rückdeichung wiederüberflutet werden. Da er relativ tief liegt und die Bestände vorwiegend aus Wechselfeuchte bis Wechselnässe tolerierenden Arten zusammengesetzt ist, werden sich die Bestände in ihrer Artenzusammensetzung schnell und ohne große Bestandslücken an die neuen Standortbedingungen anpassen.

Im Ausgangsbestand sind die rezent vorkommenden Pflanzenarten gemäß ihrem Auftreten vom höchsten (oben) zum tiefsten Punkt des Transekts angeordnet – der Transekt beinhaltet Bestände der Typen *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, *Phalaridetum arundinaceae* und *Ranunculo-Alopecuretum*. Die Arten des Ausgangsbestands sind in Hinsicht auf ihre Standortansprüche bzw. die Zugehörigkeit zu einer der Endbestände in zwei Gruppen unterteilt (s. Abflussmengen und auf den betreffenden Elbe-km bezogene Übergangshöhen). Als Ursachen für den Ausfall von Pflanzenarten nach erfolgter Wiederüberflutung können insbesondere mangelnde Überflutungstoleranz, aber auch zunehmende Nährstoffeinträge und Lichtmangel – in den nun hochwüchsigen Rohrglanzgras-dominierten Beständen – angenommen werden.

Wirkung von Einzelereignissen auf den Sukzessionsverlauf

In den folgenden Abbildungen ist die Wirkung zweier starker Hochwässer im Winter 1998/1999 (s. Abb. 36) auf die Grünlandvegetation entlang der Transekte 5 bis 7 im Deichvorland dargestellt. Die Hochwässer, die von Anfang November bis Anfang Dezember bzw. von Ende Februar bis Anfang April andauerten, erreichten maximale Abflüsse (Q_{\max}) von 2356 bzw. 2773 m³/s. Sie waren für das Winterhalbjahr ungewöhnlich hoch und langanhaltend. Gemessen an der langjährigen Abflussstatistik kommen Hochfluten dieser Größenordnung im Winterhalbjahr etwa alle zehn Jahre vor (sog. 10-jährliches [Winter-]Hochwasser HQ_{10}).

Um den Einfluss der Hochwässer auf die Grünlandvegetation zu prüfen, wurden die durchgängigen Transekte nach 1998 auch im Frühjahr 1999 aufgenommen. Neben der Vegetation wurden dabei erneut auch die Geländehöhen entlang der Transekte dokumentiert (Schlauchwaagen-Messungen; zur Methodik vgl. Kap. 3.1.4 und 3.2.1).

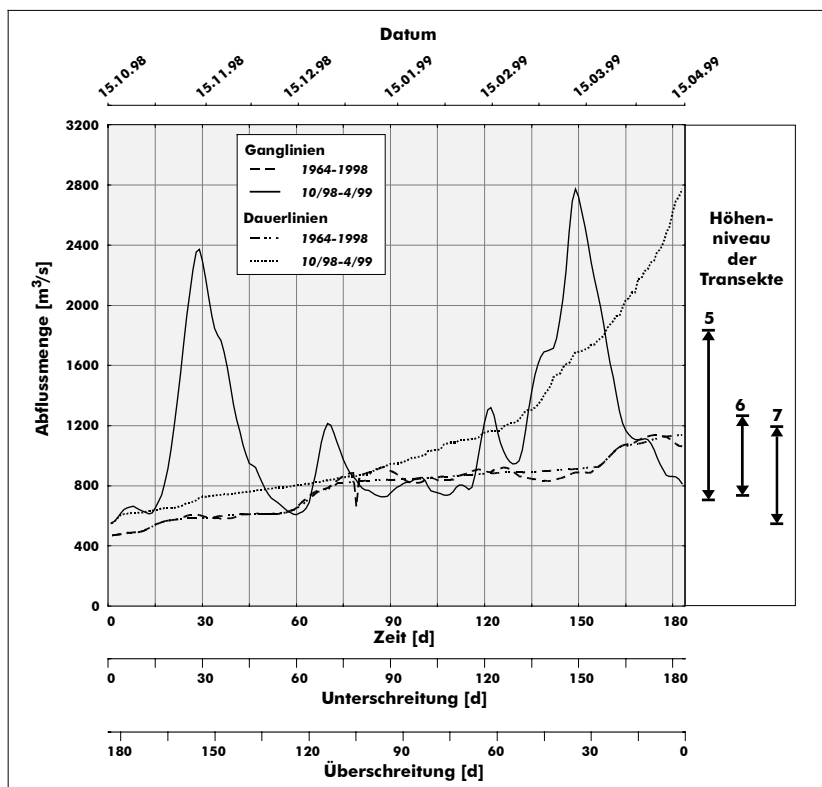


Abb. 36: Abflussmengen am Pegel Wittenberge im Winterhalbjahr 1998/1999. – Zwischen Anfang November und Anfang Dezember sowie zwischen Ende Februar und Anfang April traten zwei Hochwässer mit maximalen Abflüssen von 2356 und 2773 m³/s (entsprechen HQ_{5-10}) auf. Wie am Vergleich mit den bearbeiteten Transekten nachvollzogen werden kann, wurde die Grünlandvegetation des Deichvorlandes in beiden Fällen vollständig und langanhaltend überflutet.

- **Korrespondenzanalysen**

Die Stärke der Vegetationsveränderungen innerhalb der Transekte wurde zunächst durch Korrespondenzanalysen überprüft; sie sind in Abbildung 37 dargestellt. Die beiden Aufnahmejahre der selben Teilfläche (Ziffer) sind jeweils durch eine Linie miteinander verbunden und die Vegetationstypen durch unterschiedliche Symbole gekennzeichnet

Deutlich ist erkennbar, dass die Veränderungen (= Punktabstand) zwischen den beiden Aufnahmejahren in den tiefstgelegenen Abschnitten der Transekte (Phalarideten, Flutrasen) jeweils am größten ist, während die geringsten Unterschiede am oberen Ende der Transekte sichtbar sind. Der Elbenahe Transekt 5 macht hiervon eine Ausnahme, da dort die hochgelegenen Flächen ebenfalls stärkere Veränderungen zeigen. Am wenigsten haben sich die Flächen 1-13 im Transekt 7 verändert; sie wurden deshalb zusammengefasst.

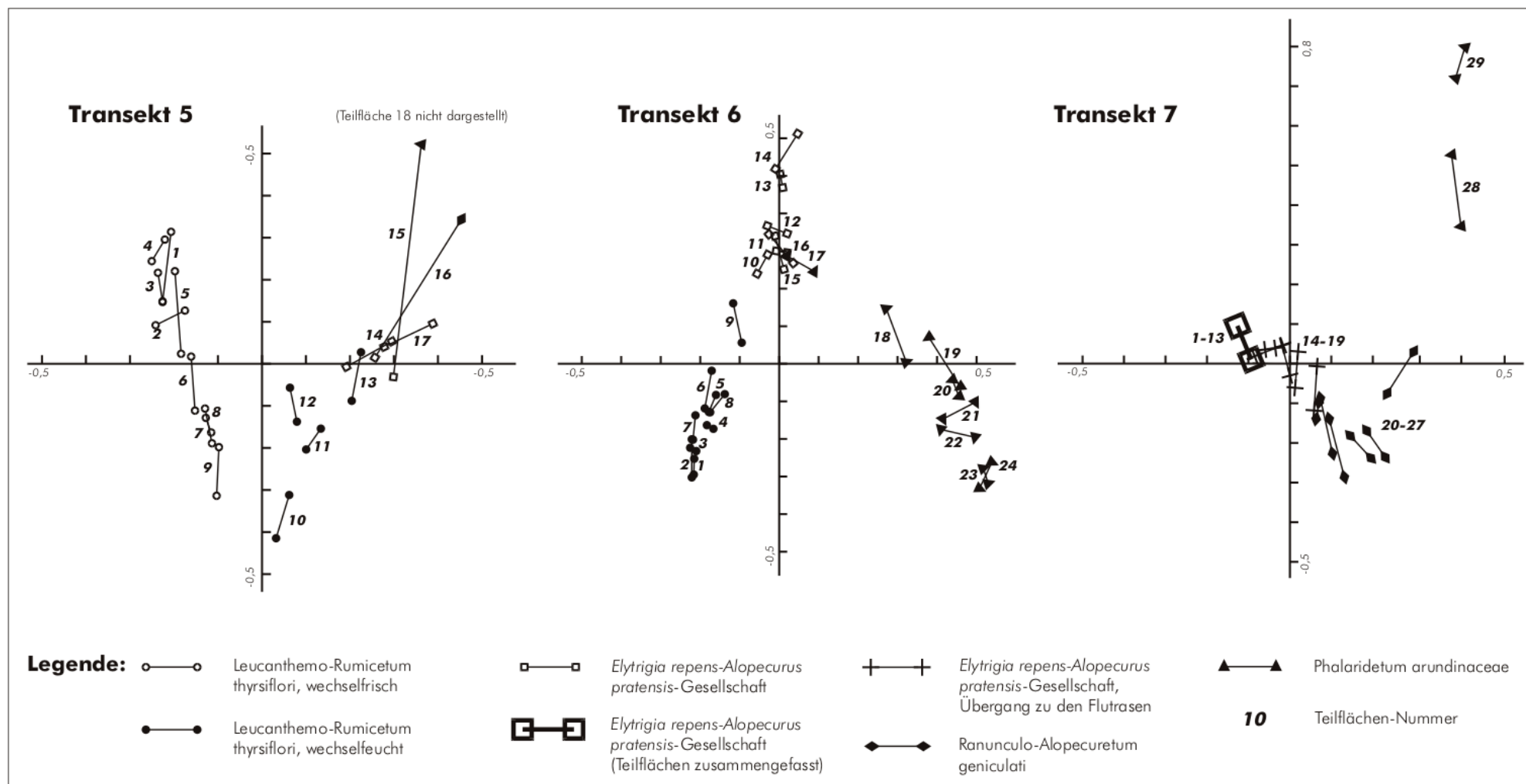


Abb. 37: Ordinationsdiagramm der Vegetationsaufnahmen aus den Transekten 5 bis 7 im Deichvorland Lütkenwisch (vgl. Kap. 4.3.2) aus den Jahren 1998 und 1999. – Die Aufnahmen der selben Flächen für beide Jahre sind jeweils miteinander verbunden. Die unterschiedlichen Grünlandtypen sind durch verschiedene Symbole gekennzeichnet. Weitere Anmerkungen im Text.

• Artenanzahlen und Artenspektren

Betrachtet man die Artenanzahlen in den unterschiedlichen Vegetationstypen, so fallen folgende Trends auf (s. Abb. 38): In den Flächen, die der wechselfrischen Ausprägung des Leucanthemo-Rumicetum zugeordnet werden, steigt die Artenanzahl von 1998 zu 1999 um durchschnittlich 3,1 Arten (+21%) an. Hierunter stellen ausdauernde Arten den überwiegenden Anteil, wie *Allium vineale*, *Trifolium hybridum*, *Inula britannica*, *Ranunculus auricomus* und *Achillea ptarmica*, aber auch Therophyten, wie z.B. *Trifolium dubium*.

In der wechselfeuchten Ausprägung des Leucanthemo-Rumicetum beträgt der Anstieg der Artenanzahl 0,8 Arten (+5%). Die Zunahme verteilt sich auf verschiedene Arten, von denen keine besonders hervorgehoben werden kann. Das gleiche gilt für die Phalarideteten.

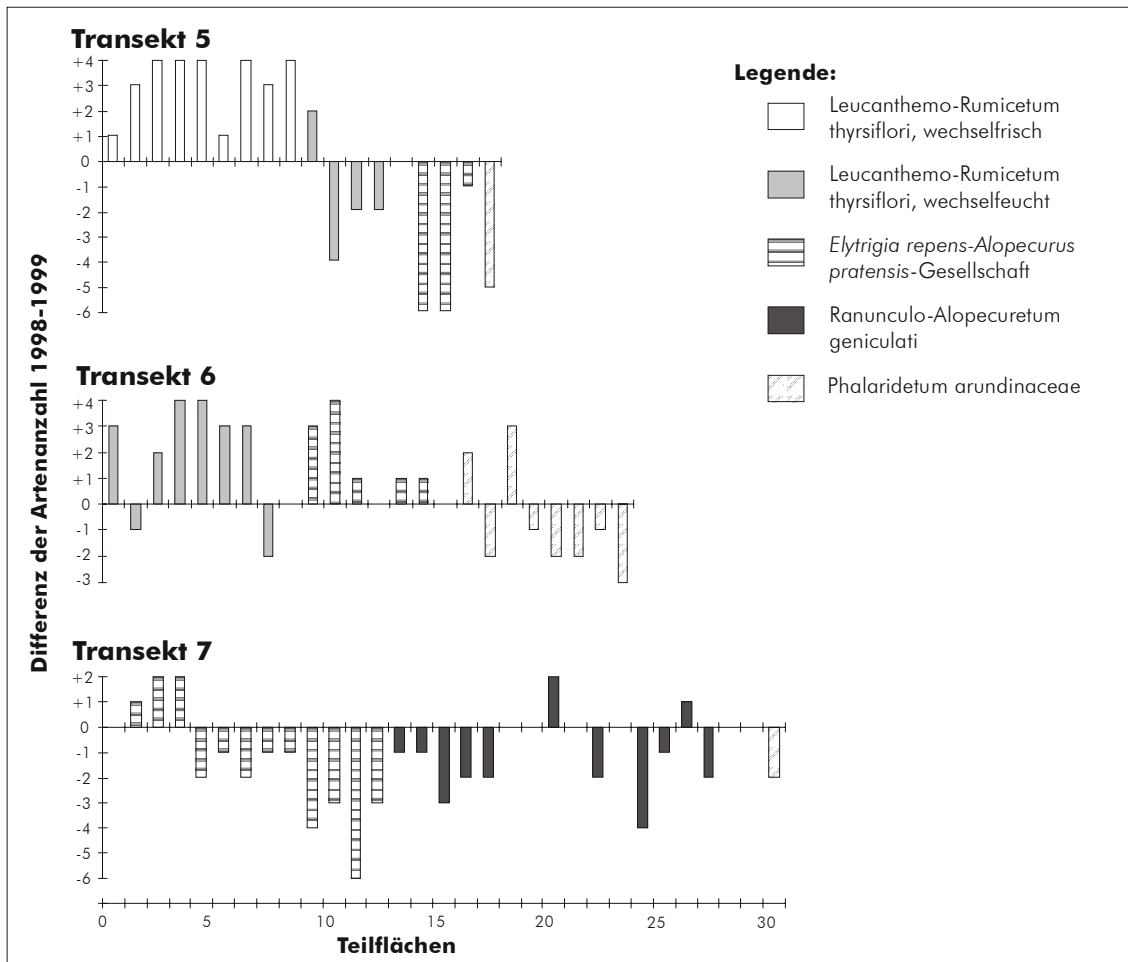


Abb. 38: Differenzen der Artenanzahlen der Teilflächen in den Transekten 5 bis 7 zwischen den Aufnahmejahren 1998 und 1999.

Für die *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft beträgt die Veränderung in der Artenanzahl im Mittel minus 0,9 (-6%), hauptsächlich verursacht durch Ausfall von Therophyten, wie *Cerastium dubium* und *Erophila verna*, und von *Cerastium holosteoides*. Aber auch für *Taraxacum officinale* und *Bellis perennis* ist ein Rückgang zwischen 1998 und 1999 zu verzeichnen. In Transekt 5 ist die Veränderung der Flächen 15 und 16 besonders stark. Sie resultiert aus der Zunahme der feuchteliebenden Arten *Poa palustris* und *Phalaridetum arundinaceae* und den Rückgang der o.g. Arten. Beide Flächen werden für 1999 anderen Vegetationstypen zugeordnet als im Jahr zuvor.

In den Flutrasen vom Typ *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* nimmt die Artenanzahl zwischen 1998 und 1999 um 1,1 Arten (-11%) ab. Zurück gingen vor allem *Cerastium dubium*, *Poa trivialis* und *Rorippa palustris*. Der Anteil von *Alopecurus geniculatus* und *Ranunculus repens* stieg im gleichen Zeitraum stark an.

• Höhendifferenzen

Während es im deichnahen Transekt 7 und im Transekt 6 in der Mitte des Deichvorlandes über den größten Teil ihrer Länge nicht zu Höhenveränderungen gekommen ist, zeigt der elbenahe Transekt 5 ausgeprägte Erosionsspuren zwischen dem höchsten Punkt und dem Übergang in ein ungenutztes Phalaridetum (s. Abb. 39). Deutlich ist dort zu erkennen, dass die stehengebliebene Röhrichtvegetation nicht nur die Erosion zum Stillstand bringt, sondern sogar die Sedimentation fördert. Der gleiche Effekt tritt am unteren Ende des Transekts 7 auf. Dort besteht ein Übergang zu einem unbewirtschafteten Röhrichtstreifen, der zu einer Flutrinne überleitet.

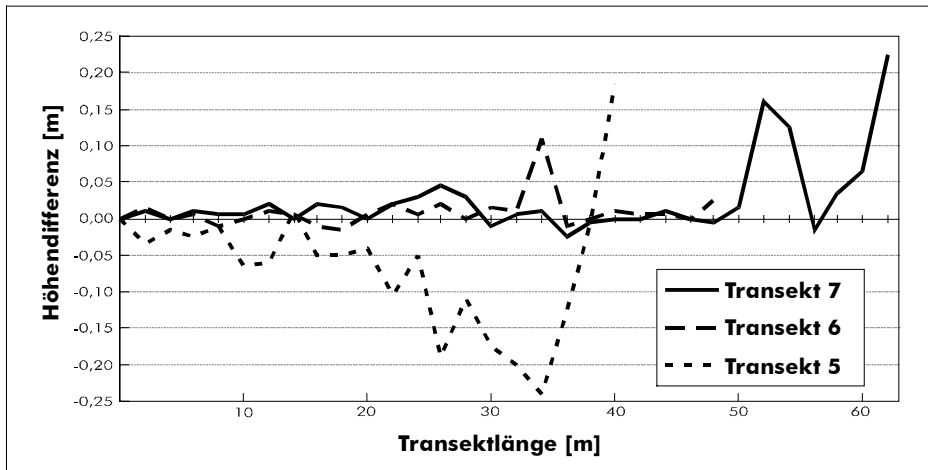


Abb. 39: Durch das Winterhochwasser 1998/1999 verursachte Veränderungen im Höhenverlauf in den Transekten 5 bis 7. (Die Anfangshöhe beider Jahre wurde gleich gesetzt.)

• Überflutungstoleranzen

Anhaltspunkte, wie groß die Überflutungstoleranz der Grünlandvegetation tatsächlich ist, ergeben sich beim Vergleich der mittleren Überflutungsdauern und des syndynamischen Verhaltens der vorkommenden Pflanzenarten mit der summarischen Überflutungsdauer (erste und zweite Hochwasserperiode), die im Winterhalbjahr 1998/1999 realisiert wurde. In Tabelle 25 sind sie im Vergleich zu den mittleren Überflutungsdauern des Winterhalbjahres dargestellt.

Die durchschnittlichen, langjährigen Überflutungsdauern für das Winterhalbjahr wurden, gemessen am Optimum der Verbreitungsamplituden, im Winterhalbjahr 1998/1999 um 14-52 Tage erheblich überschritten. Im Vergleich mit dem suboptimalen Bereich, in dem die Arten in den betrachteten Transekten noch vereinzelt vorkommen, betrug die Überschreitung sogar bis zu 82 Tagen.

Trotz der langandauernden Überflutung waren die syndynamischen Prozesse in den Beständen vergleichsweise gering (s.o.). Nur wenige der Arten, die bereits 1998 in den Beständen vertreten waren, reagierten mit Abnahmen in der Artmächtigkeit oder verschwanden in bestimmten Vegetationstypen. Die Überflutungstoleranz dieser Arten ist also nicht allein wesentlich größer als das langjährige Mittel, sondern auch als die Überflutungsdauer im Winterhalbjahr 1998/1999.

Tab. 25: Vergleich zwischen den mittleren Überflutungsdauern und den im Winterhalbjahr 1998/1999 realisierten Überflutungsdauern der Pflanzenarten im Vordeichgrünland und deren syndynamisches Verhalten. – Es bedeuten: – - zurückgehend, + - zunehmend, amph. – amphibisch weiterwachsend. Weitere Anmerkungen im Text.

Merkmal	Mittlere Überflutungsdauer außerh. der Vegetationsperiode (15.10.-15.04.) [d]				Überflutungsdauer im Winter 1998-1999 (15.10.98-15.04.99) [d]				Veränderungen in der Artmächtigkeit				
	hoch subopt.	hoch	tief	tief subopt.	hoch subopt.	hoch	tief	tief subopt.	Chr, fri	Chr, feu	Ely- Alo	Pha aru	Ran- Alo
<i>Achillea millefolium</i>		0	0	0		27	28	56					
<i>Trifolium dubium</i>		0	0			27	40						
<i>Lathyrus pratensis</i>		0	0			27	44						
<i>Plantago lanceolata</i>		0	0	24		27	46	83					
<i>Leontodon autumnalis</i>		0	0	42		27	48	99					
<i>Festuca pratensis</i>		0	0	23		27	52	82					
<i>Agrostis capillaris</i>		0	20	24		27	77	83					
<i>Rumex thyrsiflorus</i>		0	23			27	82						
<i>Taraxacum officinalis</i>		0	27	42		27	91	99			-		
<i>Poa pratensis</i>		0	39			27	98						
<i>Cerastium holosteoides</i>		0	25			27	88				-		
<i>Erophila verna</i>		0	42			27	99				-		
<i>Alopecurus pratensis</i>		0	26	119		27	89	152					
<i>Glechoma hederacea</i>		0	26	107		27	89	116					
<i>Trifolium repens</i>		0	106			27	116						
<i>Elytrigia repens</i>		0	106	119		27	116	152					
<i>Poa trivialis</i>		0	121			27	159						-
<i>Ranunculus repens</i>	0	1	123		43	59	165						+
<i>Lysimachia nummularia</i>	0	0	26	107	52	54	88	116					
<i>Potentilla reptans</i>	0	0	21	80	43	60	77	108					
<i>Poa palustris</i>	0	1	120		43	60	156				+		
<i>Polygonum amphibium</i>		1	139	amph.		60	180	amph.					
<i>Plantago intermedia</i>		13	121			72	157						
<i>Rorippa sylvestris</i>		13	139			72	180						
<i>Alopecurus geniculatus</i>		39	125			98	171						+
<i>Rumex crispus</i>	23	43	113	121	82	99	127	157					
<i>Phalaris arundinacea</i>	0	13	139		54	68	180				+		
<i>Galium palustre</i>	22	24	115	119	77	83	136	153					
<i>Glyceria maxima</i>		112	115	amph.		123	136	amph.					
<i>Carex gracilis</i>	29	120	139		100	156	180						
<i>Rorippa amphibia</i>		43	115	amph.		99	136	amph.					

Sukzessionstypen

Das Vorkommen von Pflanzenarten und Vegetationstypen im Deichhinterland ist auf Grund des Entwässerungssystems nicht unmittelbar von der NN-Höhe abhängig; obwohl eine tendenzielle Beziehung zwischen Vegetationstypen und Geländehöhe besteht, lassen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Höhenamplituden der Gesellschaften nachweisen (HELLWIG 2000). Ihr Vorkommen ist vielmehr von der Mikrotopografie und den Grundwasserverhältnissen abhängig.

Da die Melioration nach der Deichrückverlegung entfallen wird, ist für die Prognose zum einen wichtig, wie hoch eine Fläche liegt (Überflutungswahrscheinlichkeit) und zum anderen wie der Ausgangsbestand zusammengesetzt ist (s.o.). Aus diesen Überlegungen ergeben sich grundsätzlich drei Typen von Sukzessionsmechanismen. Sie sind in Abbildung 40 dargestellt.

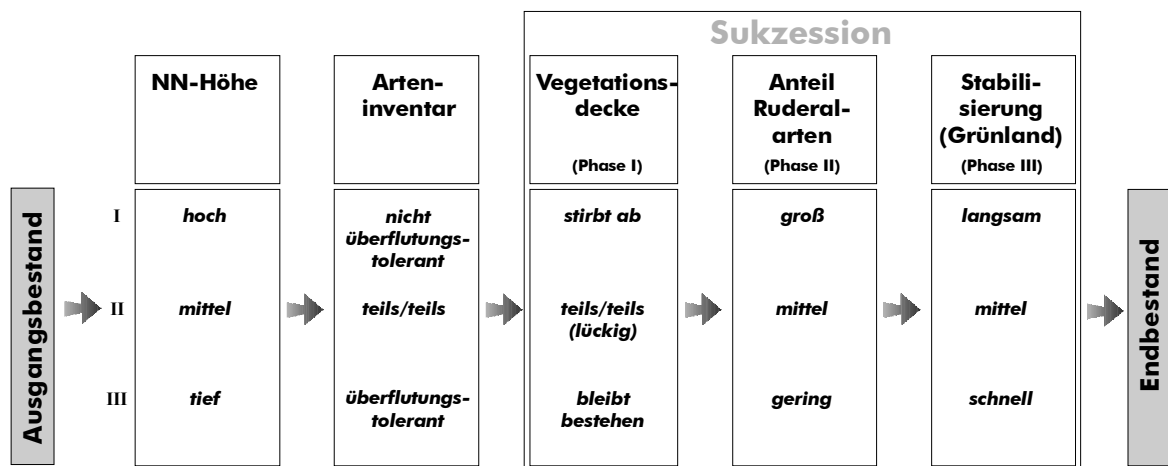


Abb. 40: Aus den Versuchsergebnissen abgeleitete mögliche Sukzessionsmechanismen. – Je größer der Anteil der Arten ist, die eine im Bezug auf die Geländehöhe (= spätere Überflutung) ausreichende spezifische Überflutungstoleranz besitzen (III), desto weniger Bestandslücken werden entstehen und desto leichter kann ein erneut stabilisierter und bewirtschaftbarer Grünlandbestand entstehen. Besteht die Vegetation hingegen überwiegend aus nicht überflutungstoleranten Arten (I), entstehen großflächige vegetationsfreie Flächen, die zunächst von Ruderalvegetation bewachsen werden. Der Umbau hin zu stabilen Grünlandbeständen dauert in diesem Fall erheblich länger.

4.4.6 Fazit

Flächenprognosen und deren Verifikation

Die Prognosen zu den Auswirkungen der Wiederüberflutung des geplanten Rückdeichungsgebiets orientieren sich an drei Szenarien, die gleichermaßen als Gerüst für die nachfolgende gesellschaftliche und fachliche Diskussion im Vorfeld der Umsetzung des Vorhabens dienen.

An Hand der Ergebnisse aus den standörtlichen Untersuchungen wurden für die Prognose der „Endgesellschaften“ der Grünlandentwicklung die langjährigen Mittelwerte (1964-1998) der Überflutungsdauern pro Vegetationsperiode eingesetzt (vgl. 4.2.3). In den tiefen Geländelagen wurden zudem dynamische von undynamischen Abflussverhältnissen unterschieden, die einen Einfluss darauf haben, in welcher Weise sich Phalarideten und Flutrasen etablieren können.

In Szenario II (Rückdeichungsfläche 420 ha) werden demnach nach Abschluss der Sukzession und unter Beibehaltung der Mähweidenutzung zwei Drittel der Rückdeichungsfläche von wechselfrischen bis wechselseuchten Grünlandgesellschaften (*Leucanthemo-Rumiceten* und *Elytrigia repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft) bedeckt sein. Da die Fläche im Verhältnis zur Elbe als Ganzes relativ hoch liegt, wird der übrige Teil der Grünlandvegetation unabhängig davon, ob dynamische oder undynamische Abflussverhältnisse vorliegen, aus Rohrglanzgras-Röhrichen bestehen.

Die Geländehöhen fallen zur nördlich fließenden Löcknitz hin ab, so dass die Rückdeichungsfläche im Szenario III (670 ha) ausgedehnte, tief liegende Geländeabschnitte mit einschließt. Dementsprechend liegt der Anteil der Phalarideten hier prognostisch über 50 %. Auf etwa einem Siebtel der Fläche stellen sich unter undynamischen Abflussverhältnissen Flutrasen ein.

Um einschätzen zu können, wie gut sich das auf den Überflutungsdauern basierende Modell die realen Flächenpotentiale im späteren Rückdeichungsgebiet zu beschreiben vermag, wurden die Messergebnisse, in gleicher Weise wie in der Prognose, auf das bestehende Deichvorland übertragen. Es wurde erwartet, dass aus dem Modell resultierende Flächenmosaik die Ergebnisse der Kartierung der rezenten Vegetation nachzeichnet. Die Verifikation erbringt bei den *Leucanthemo-Rumiceten* und der *Quecken-Wiesenfuchsschwanz*-Gesellschaft gute Übereinstimmungen in der Flächenbedeckung (67 bis 95 %) und den Grenzlinien der Vegetationstypen. Bei den Phalarideten und den Flutrasen ist das Bild sehr heterogen. Abweichungen von der erwarteten Flächenverteilung kommen insbesondere in extrem „isolierten“ Geländelagen (tiefe Einmündungen, gute Abdichtung zum Grundwasser durch bindige Oberbodensubstrate) oder aber dort vor, wo ausschließlich Be-

weidung stattfindet. In beiden Fällen ist der tatsächliche Flutrasenanteil erheblich größer und der Anteil der Phalarideten erheblich kleiner als erwartet.

Die Ergebnisse legen nahe, dass bei einer Überflutungsdauer von mehr als 41 Tagen pro Vegetationsperiode (Übergang von *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft zu den Phalarideten) das Prognoseergebnis stärker von der Mikrotopografie des Geländes beeinflusst wird, als dies in der Unterscheidung von dynamischem und undynamischem Abflussregime berücksichtigt ist. Ebenfalls von großer Bedeutung für die Vegetationsdifferenzierung ist die praktizierte Bewirtschaftungsform: Beweidung fördert Flutrasen, Mahdnutzung die Rohrglanzgras-Röhrichte.

Sukzession

Eine große Anzahl von Grünlandarten im rezenten Deichhinterland ist nach jahrzehntelanger Melioration und teilweiser Aushagerung der Böden sowie der Abwesenheit von Überflutungen zum überwiegenden Teil an wechselfrische bis mäßig trockene und mehr oder weniger nährstoffarme Standortbedingungen angepasst. Die Wiederüberflutung aber wird mit einer Zunahme der Bodenfeuchtigkeit und mit dem Eintrag von Nährstoffen einhergehen. Sie wird die Vorkommen eines großen Anteils der vorkommenden Grünlandarten zum Erlöschen bringen.

Am Beispiel von Transekten, die im rezenten Deichhinterland aufgenommen wurden und nach der Rückdeichung wieder überflutet werden, sind die erwarteten vegetationsdynamischen Prozesse hypothetisch nachvollziehbar. Setzt man dazu die mittleren spezifischen Überflutungsdauern der Arten, die im Deichvorland vorkommen, und das Arteninventar des Vordeichgrünlandes ins Verhältnis mit der zu erwartenden mittleren Überflutungsdauer entlang der Transekte, so können generell drei verschiedene Sukzessionstypen unterschieden werden: 1. Ist ein Bestand aus Arten zusammengesetzt, die die erwartete mittlere Überflutungsdauer tolerieren (spezifische Überflutungsdauer der Arten \geq erwartete mittlere Überflutungsdauer), so kommt es im Wesentlichen nicht zu Bestandsveränderungen. 2. Ist ein Teil der Arten nicht ausreichend überflutungstolerant, entstehen im Bestand Lücken, die kurzfristig von Pionierarten eingenommen werden, die nachfolgend wieder von den vorhandenen oder einwandernden Grünlandarten (Nutzung als Selektionsfaktor wichtig!) verdrängt werden. 3. Ist die Vegetation ausschließlich aus nicht überflutungstoleranten Arten zusammengesetzt, so stirbt sie vollständig ab. Zunächst werden sich hier Pionierfluren einstellen („instabiles Zwischenstadium“), die allmählich von einwandernden Grünlandarten verdrängt werden.

Dem Prognosemodell wie auch den Sukzessionsmechanismen liegen langjährige Mittelwerte der Überflutungsdauern der Pflanzengesellschaften zu Grunde. Diese eignen sich, wie aufgezeigt, dazu, die langfristige Vegetationsverteilung im Rückdeichungsgebiet vorherzusagen. Allerdings sind die Wasserstandsbewegungen der Elbe von Jahr zu Jahr verschieden und weisen charakteristischerweise eine hohe Dynamik auf, welche das Vorkommen und Gedeihen der Grünlandvegetation limitieren. Wie wirkt sich die Dynamik auf den erwarteten Vegetationsumbau im Rückdeichungsgebiet aus?

An Hand von Transekten, die vor und nach den starken Winterhochwässern (HQ₁₀) des Winters 1998/99 aufgenommen wurden, kann gezeigt werden, dass die realisierte Überflutungsdauer die mittlere Überflutungsdauer der vorgefundenen Arten weit überschritten hat. Die Veränderungen in den Beständen, vor allem Artmächtigkeitsverschiebungen der ausdauernden Arten, waren hingegen vergleichsweise gering. Die Überflutungstoleranz, zumindest für die Zeit der Vegetationsruhe, liegt demnach weit über der mittleren spezifischen Überflutungsdauer der Grünlandpflanzen.

5. Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen

5.1 Vegetationsentwicklung

5.1.1 Standortbedingungen der Grünlandvegetation

Gefüge der Standortfaktoren im rezenten Deichvorland und deren Einfluss für die Differenzierung der Grünlandvegetation

Trotz vielfältiger anthropogener Eingriffe in das Abflussgeschehen der Elbe (Stauhaltung, Begrädigung, Uferbefestigung) ist das vordeichs liegende Auengrünland im Untersuchungsgebiet nach wie vor großen standörtlichen Schwankungen ausgesetzt. Sie sind Folge einer ökologischen Wirkungskette, dessen treibende Kraft die Abflussdynamik des Flusses ist (vgl. Abb. 41). Die Veränderungen der Wasserspiegellagen bedingen Überflutungen und Grundwasserstandsschwankungen, die die Auenböden abwechselnd vernässen und wieder austrocknen lassen. Mit dem Flutwasser werden bei Hochwassern große Sedimentfrachten herangetragen und in der Aue abgelagert, an anderen Stellen vermag der Fluss – wenngleich nur noch in begrenztem Umfang – erodierend und sedimentierend die Morphologie der „rezenten Aue“ zu gestalten.

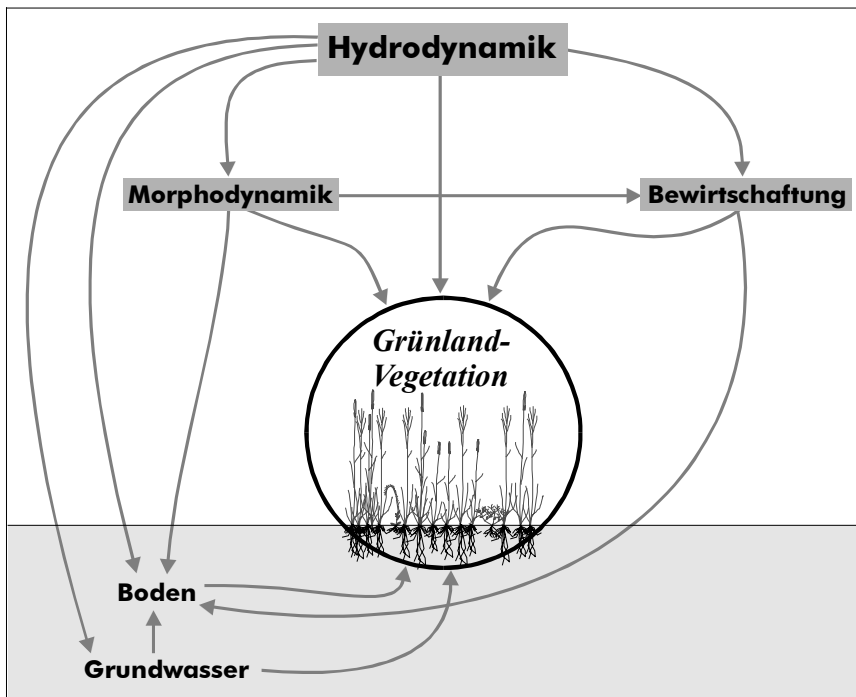


Abb. 41: Schematisiertes Beziehungsgefüge und Hierarchie der Standortfaktoren im überflutungsgeprägten Auengrünland. – Zwischen den Standortfaktoren bestehen komplexe Wechselwirkungen. Um die Hierarchie der Standortfaktoren deutlich zu machen, sind nur die wichtigsten Einflussrichtungen durch Pfeile dargestellt. Die Abflussdynamik ist der wesentliche Standortfaktor in Flussauen, von dem alle weiteren Faktoren abhängig sind.

Im hinterdeichs liegenden Grünland wirkt sich der Faktorenkomplex aus Hydro- und Morphodynamik (zusammen = Auedynamik) nur über das Auftreten von Qualmwasser auf die Vegetation aus. Hier ist die Bewirtschaftung, wie in Grünlandbereichen sonst üblich, der bedeutendste Standortfaktor.

Alle weiteren Standortfaktoren, mit Ausnahme klimatischer Einfüsse, sind von der Abflussdynamik des Flusses abhängig und werden, direkt oder indirekt sowie in verschiedenen Zeitmaßstäben, von dieser gesteuert (vgl. Kap. 4.2). Sie bilden ein komplexes Gefüge aus Abhängigkeiten, Wechselwirkungen und Rückkopplungsmechanismen, das die Wuchsbedingungen der Grünlandvegetation prägt.

Die wichtigsten dieser Pfade, über die die Abflussdynamik auf die Vegetation einwirken, werden nachfolgend kurz betrachtet:

Abflussdynamik – Grundwasser: Zwischen dem Oberflächenwasser und dem Grundwasser besteht im Untersuchungsgebiet über die gut bis sehr gut durchlässigen Sande und Kiese an der Flusssohle ein enger Kontakt. Somit folgt der Aquifer in der Aue unmittelbar den Wasserstandsbewegungen der Elbe. Unter gespannten Verhältnissen pflanzen sich Wasserspiegeländerungen im Grundwasser in Form von Druckwellen fort, die sich rasch vom Fluss weg in das Deichvorland und das Deichhinterland ausbreiten. Unter ungespannten Verhältnissen bewirkt ein Wasserspiegelanstieg der Elbe eine Hebung des Grundwasserpotentials. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit solcher Bewegungen ist langsam. Ein großer Teil des Wassers wird in den Poren des Sandkörpers gespeichert, wodurch die Grundwasserwelle gedämpft und ihre Reichweite verkürzt wird (MONTENEGRO et al. 2000).

Auch in breiten Abschnitten des untersuchten derzeitigen Deichvorlandes herrschen dynamische Grundwasserverhältnisse vor, da die Flutrinnen an das Wasserstandsregime der Elbe angeschlossen sind und bei ansteigenden Pegeln von dort aus Flutwasser in das Grundwasser infiltrieren kann.

Die vom Fluss ausgehenden Schwankungen des Grundwasserstands haben weitreichende Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Böden. Wie in Kapitel 4.2.4 durch die vergleichende Betrachtung von Grundwasserstatistiken und Vegetationstypen aufgezeigt wurde, bestimmen sowohl die topografische Höhe eines Standorts wie auch die Mächtigkeit der Auenlehmdecke, inwieweit das Grundwasser durch kapillaren Aufstieg zur Wasserversorgung der Vegetation beitragen kann.

Die neue Deichlinie wird das Grabensystem vom bisherigen Vorfluter Löcknitz abtrennen. Die Flutrinnen, die bei der Entnahme von Material für den Deichbau entstehen, werden, da die Auelehmdecke durchbrochen wird, wie die Gräben einen hydraulischen Anschluss an den Aquifer bekommen. Sie sind relativ gleichmäßig über die Rückdeichungsfläche verteilt und sprechen zudem in der Mehrzahl bereits bei kleineren Hochwassern auf den steigenden Elbepegel an. Insofern sind im gesamten Rückdeichungsgebiet dynamische Grundwasserbedingungen zu erwarten.

Zwar wird die dynamische Interaktion zwischen dem Grundwasser und den Flutrinnen durch Sedimentation bindiger Substrate allmählich nachlassen. Dennoch werden aber die Amplituden der Grundwasserschwankungen gegenüber der rezenten Situation wesentlich zunehmen, und dies umso stärker, je direkter die Gewässer oberflächlich an die Wasserstandsbewegungen der Elbe angeschlossen sind und je besser Flutwasser in das Grundwasser infiltrieren kann.

Grundwasser/Abflussdynamik (Überflutung) – Boden: Die Hydrodynamik, also der Komplex aus Grundwasserschwankungen und Überflutungen, wirkt sich sowohl auf das Wasserdargebot als auch auf den Nährstoffhaushalt der Auenböden aus.

Die schwankenden Grundwasserpotentiale induzieren einen häufigen Wechsel zwischen oxischen und anoxischen Bodenbedingungen, der die Löslichkeit vieler bodenbürtiger (Nähr-)Stoffe beeinflusst (HEINRICH et al. 1999). Sie werden nicht allein zwischen den Bodenschichten verlagert, sondern stehen auch den Pflanzen in wechselnder Form und Konzentration zur Verfügung.

Die anoxischen Bodensituationen stellen für die Grünlandvegetation ein erhebliches Stresspotential dar, auf das die bestandsbildenden Arten mit vielfältigen Anpassungsstrategien reagieren (s. Kap. 5.1.3).

Pflanzen, die unter dynamischem Wasserregime wachsen, müssen aber nicht nur in der Lage sein, Phasen mit Wasserüberschuss zu überstehen. Ein ebenso großes Problem stellen Trockenperioden dar, die während Niedrigwasserperioden und häufig in Verbindung mit geringen Niederschlagsmengen auftreten. Die Bodenart hat einen erheblichen Anteil an der Fähigkeit der Böden, Wasser zu speichern. Tonreiche Oberböden können zwar größere Wassermengen beinhalten als sandreiche, doch steht ein großer Anteil dieses Wassers den Pflanzen nicht zur Verfügung (sog. Totwasser). Verglichen mit den tonreichen brauchen beispielsweise lehmig-sandige Oberböden länger, bis sie in den Bereich des permanenten Welkepunkts gelangen und können deshalb länger Wasser für die Vegetation zur Verfügung halten (MIEHLICH et al. 1999a).

Das Austrocknungsrisiko betrifft vor allem hoch gelegene Sandorte, deren meist geringmächtige Auenlehmdecke gleichermaßen als Wasserreservoir dient: der Wasservorrat, der außerhalb der Vegetationsperiode durch Niederschläge und eventuelle Überflutungen aufgefüllt wird, ist häufig nach der Ernte des ersten Aufwuchses erschöpft. Dadurch kommt es, wenn nicht erneut Wasser zugeführt wird, zu extremem Trockenstress. Auch in den Geländeabschnitten, in denen das Grundwasser zur Wasserversorgung der Vegetation beiträgt, treten Wassermangelsituationen auf, wenn die Evapotranspiration die Nachlieferung übersteigt. Wie aus den Untersuchungen von LEYER (1999) hervorgeht, sind solche Situationen für viele Feuchtwiesenarten bereits limitierend; dies muss bei der Definierung von Zielarten für den Grünlandschutz berücksichtigt werden (s. Kap. 5.2.2).

Abflussdynamik – Bewirtschaftung: Überflutungsbeeinflusstes Grünland unterliegt einem erhöhten Bewirtschaftungsrisiko. Vordeichsflächen werden dementsprechend nur außerhalb der Hochwasserperiode, d.h. im Zeitraum zwischen Mai und November, bewirtschaftet. Auch in dieser Zeit können Hochwasserereignisse dazu führen, dass die Beweidung unterbrochen und anstehende Mahdtermine verschoben werden oder ganz ausfallen müssen (HEINKEN et al. 1999).

Die Landbewirtschaftung passt sich an das hydrologische Regime an. Sehr tief gelegene Flutrasenflächen werden ausschließlich beweidet (vgl. Kap. 4.2.5). Angepasst an die Bodenverhältnisse werden nur solche Flächenanteile gemäht, die sich für die Befahrung mit schweren Maschinen eignen. Auch die Landnutzung im Rückdeichungsgebiet wird sich in der Auswahl der Nutzflächen und Bewirtschaftungsoptionen an die hydrologischen Bedingungen anpassen müssen (vgl. Kap. 5.2).

Mit Hilfe Kanonischer Korrespondenzanalysen (CCA) wurde belegt, dass im Gegensatz zu herkömmlichen Grünlandstandorten der Einfluss der Bewirtschaftung auf die Differenzierung der Grünlandvegetation in der rezenten Aue hinter den Einfluss der Hydrodynamik zurücktritt (vgl. Kap. 4.2.5). Dieses Ergebnis wird auch von LEYER (2000) an Hand von Untersuchungen an Grünlandvegetation im Gebiet der Mittelelbe gestützt.

Abflussdynamik (Überflutung) – Morphodynamik: Morphodynamische Prozesse spielen im derzeitigen Vordeichgrünland nur eine untergeordnete Rolle. Zwar werden mit den Hochwassern erhebliche Sedimentfrachten herangetragen und in der Aue abgelagert, doch die aufgelagerten Schichtmächtigkeiten sind kaum groß genug, um das Wachstum der Pflanzen zu beeinträchtigen. An exponierten Stellen kann es, wie die vergleichenden Transektuntersuchungen in Kapitel 4.4.5 zeigen, durchaus zu größerem Bodenabtrag kommen. Die Grasnarbe wird dadurch aber nicht notwendigerweise verletzt.

Standortgefüge im rezenten Deichhinterland und erwartete Veränderungen

Die beschriebenen Standortfaktoren und deren Wechselwirkungen treffen für das derzeitige Deichhinterland nur zum Teil zu. Die Hydrodynamik der Elbe wirkt sich zwar auch hier primär durch Schwankungen im Grundwasserpotential aus und verursacht die oben beschriebenen bodenchemischen Prozesse, im Gegensatz zum Deichvorland kommt es jedoch nicht zu Überflutungen. Stattdessen tritt bei langanhaltenden gespannten Grundwasserpotentialen Qualm- oder Drängewasser zu Tage. Dessen Auftreten ist insbesondere von der topografischen Höhe und der Mächtigkeit der (tonreichen) Auenlehmdecke abhängig, die nach Untersuchungen von MEYENBURG et al. (1999) zwischen 0,5 und 3 m variiert, zumeist jedoch weniger als 2 m dick ist.

Infolge kulturtechnischer Maßnahmen werden die der Aue zufließenden lateralen Zuflüsse nicht in der Hauptsache durch die Elbe, sondern durch die Löcknitz abgeführt (vgl. MONTENEGRO et al. 2000). Der Mittelwasserstand der Löcknitz liegt unterhalb dem der Elbe; sie fungiert insofern als der eigentliche Vorfluter. Von Bedeutung für das Grundwasserregime sind im Deichhinterland ebenfalls die Gräben des Entwässerungssystems; sie dienen vor allem dazu, das Qualmwasser von den landwirtschaftlichen Nutzflächen zur Löcknitz abzuleiten (FLEMMING 1998). Durch die Regulierungen des Grundwasserstandes kommt es in Trockenperioden regelmäßig zur Austrocknung des Oberbodens, wodurch die Grünlandvegetation unter erheblichen Wasserstress gerät. Der überwiegende Teil der Standorte weist wechselseitige Bedingungen auf.

Die natürlichen Beschränkungen für die landwirtschaftliche Nutzung im Deichhinterland sind auf Grund der Meliorationsmaßnahmen weitaus geringer als im Deichvorland. Gleichwohl werden die Weidetiere im Winter überwiegend auf trittfeste Flächen außerhalb der Auen gebracht, da sich nur wenige Flächen innerhalb der von Qualmwasser beeinflussten Zone des Deichhinterlands als Winterweiden eignen.

Im Zuge der Deichrückverlegung werden die Standortbedingungen im Deichhinterland denen des rezenten Deichvorlandes angeglichen. Damit einher gehen sämtliche beschriebenen Wechselwirkungen. Die einschneidendste Veränderung ist die Zulassung von Überflutungen; aber auch die Grundwasserdynamik wird, nachdem die regulierende Wirkung des Entwässerungssystems wegfällt und ein weitverzweigtes System von Flutrinnen einen Anschluss an die Wasserspiegelschwankungen der Elbe herstellen wird, erheblich zunehmen. Nach Vorhersagen von MONTENEGRO et al. (2000) wird die Amplitude der Grundwasserstände unter den neuen Randbedingungen sowohl nach unten als auch nach oben zunehmen. Hochwasserwellen werden schneller und intensiver ins neue Vorland übertragen werden (MONTENEGRO et al. 1999a). Für die vorkommenden Grünlandpflanzen werden sich die Wuchsbedingungen demnach grundlegend verändern (s. Kap. 5.1.2); die derzeitige relativ gleichmäßige Wasserversorgung weicht einem dynamischeren Wechsel von Wasser-über- und -unterversorgung.

5.1.2 Allgemeine Wirkung der veränderten Standortdynamik auf die Vegetation

Ausmaß der Vegetationsdynamik: Fluktuation vs. Sukzession

Nach GRIME (1979) fasst der Begriff **Stress** alle externen Faktoren zusammen, die das Wachstum von Pflanzen bzw. die Produktion von Phytomasse beschränken. Als wichtigste hierunter sind der Mangel bzw. das Überangebot an Licht, Wasser und mineralischen Nährstoffen zu nennen. Pflanzenarten oder auch verschiedene Genotypen besitzen ein unterschiedliches Vermögen, Stress zu tolerieren. Zwischen den verschiedenen Stressfaktoren, die im Verlauf eines Jahres an einem gegebenen Standort auf die Vegetation einwirken, können komplexe Wechselbeziehungen bestehen, wodurch die Analyse der Einflussgröße der Einzelfaktoren erschwert wird.

Übersteigen bzw. unterschreiten ein oder mehrere Standortfaktoren die Toleranz der Vegetation so weit, dass es zu einer partiellen oder völligen, „katastrophalen“, Vernichtung der Phytomasse kommt, so spricht man von einer **Störung**. Ihr folgt meist eine mehrstufige Sukzession nach, die zum vorherigen oder zu einem neuen Bestand führt. Einen Spezialfall bildet die Entnahme von Phytomasse im Rahmen der landwirtschaftlichen Grünlandnutzung, bei der der gewünschte Pflanzenbestand durch die kontrollierte und regelmäßige Störung erhalten wird.

Unter den Standortbedingungen des Deichhinterlandes haben sich stabile, d.h. abgesehen von jahreszeitlichen (phänologischen) und witterungsbedingten Schwankungen (Fluktuationen) fortbestehende Grünlandbestände ausgebildet. Sie befinden sich in einem Konkurrenzgleichgewicht (s. Abb. 42, Zustand B). Störungen treten in der Regel nur in Form landwirtschaftlicher Nutzung auf (Phytomasseentnahme durch Mahd oder Beweidung, Viehtritt). Überstaunungen mit Qualmwasser, die langanhaltend genug sind, um die Vegetation zu schädigen, werden durch die Melioration des Gebiets verhindert. Die Bestände reagieren auf Grund ihrer Anpassung an die Nutzung elastisch auf die Störungen und kehren stets zu ihrem Ausgangszustand zurück. In Jahren mit extremen Witterungsverläufen treten mitunter starke fluktuative Veränderungen auf, besonders im ersten Aufwuchs, beispielsweise das massenhafte Vorkommen von Leguminosen (z.B. *Vicia* spp., *Trifolium* spp., *Lathyrus pratensis*) oder bestandsbildenden Süßgräsern. D.h. im derzeitigen Zustand übertreffen die witterungsbedingten Bestandsveränderungen diejenigen, die durch Störungen verursacht werden (Abb. 42: Ausschlag des Pendels).

Durch die Deichrückverlegung treten neben der Bewirtschaftung als zweite Störgröße fortan Hochwasser auf. Langanhaltende Überflutungen sind in der Lage, nicht ausreichend überflutungsresistente Bestände teilweise oder vollständig zu zerstören und gerichtete, auf ein neues Konkurrenzgleichgewicht hinführende syndynamische Prozesse (Sukzession) einzuleiten. In diesem Fall übersteigen die Vegetationsveränderungen, die durch die Störungen verursacht werden, die der Fluktuation; das System bewegt sich rasch auf den neuen Gleichgewichtszustand zu. Sind die auftreten-

den Hochwasser jedoch schwächer, bewegt sich das System also langsamer auf den neuen Gleichgewichtszustand zu, können auftretende Bestandsfluktuationen die Sukzession gleichsam „verdecken“. Nach den Untersuchungsergebnissen aus den Nutzungsexperimenten (vgl. Kap. 4.3) ist dies besonders für Grünlandbestände der höheren Geländeabschnitte zu erwarten. Um solche Entwicklungen deutlich nachweisen zu können, haben sich Hauptkomponentenanalysen als wirksames Hilfsmittel erwiesen.

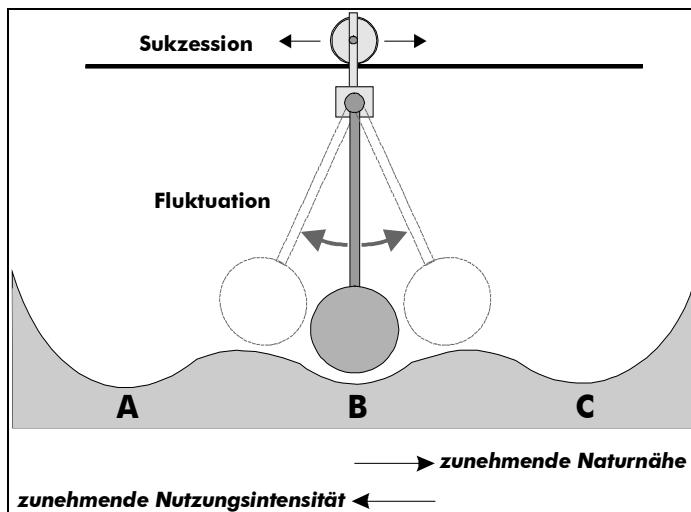


Abb. 42: Modell des Zusammenwirkens von Fluktuation und Sukzession im überflutungsgeprägten Auengrünland. – Unter den derzeitigen Standortverhältnissen überwiegen im geplanten Rückdeichungsgebiet in den Grünlandbeständen (Kugel) witterungsbedingte fluktuative Veränderungen (Pendeln) gegenüber solchen, die durch Störungen (Bewirtschaftung: Mahd, Beweidung) verursacht werden. Die stabilen Bestände kehren stets zum Ausgangszustand zurück. Durch die Deichrückverlegung tritt als Störfaktor neben die Bewirtschaftung die Überflutung. Die veränderten Standortverhältnisse werden in weiten Bereichen zu syndynamischen Prozessen führen, an deren Ende neue, von den Ausgangsbeständen verschiedene Grünlandgesellschaften stehen. Vor allem in den ersten Jahren, d.h. bis sich an die neuen Standortbedingungen angepasste, stabile Grünlandbestände eingestellt haben, können die Auswirkungen der Sukzession die der Fluktuation übertreffen. Katastrophale Hochwasser können jedoch auch nach Etablierung standortangepasster Vegetation jederzeit zu massiven Schädigungen an der Grünlandvegetation führen und erneut Sukzessionsvorgänge in Gang setzen.

Die Lage des neuen Konkurrenzgleichgewichts wird maßgeblich davon beeinflusst, ob die Grünlandbestände intensiv (A) oder extensiv (C) bewirtschaftet werden. Nach Einstellung des neuen Gleichgewichts werden die fluktuativen Veränderungen dominieren, katastrophale Hochwasser können aber jederzeit zum großflächigen Absterben, zumindest aber zu ausgedehnten Schädigungen der Grasnarbe führen. Die neu etablierten Bestände sind allerdings gegen solche Ereignisse weniger empfindlich, d.h. „dynamisch robuster“, als die vorherigen, hinterdeichs liegenden, „dynamisch instabilen“ Pflanzengemeinschaften (vgl. BEGON et al. 1991).

Allgemeine syndynamische Prozesse bei Wiederüberflutung

Die syndynamischen Prozesse nach der Deichrückverlegung werden sowohl durch die Zusammensetzung der Ausgangsbestände und die Überflutungstoleranz der vorkommenden Pflanzenarten als auch durch die Ausprägung der Standortdynamik (Überflutung: Andauer, Zeitpunkt etc.) bestimmt (s. Abb. 43). Sie können reichen von geringen fluktuativen Veränderungen (linke Seite) – im Falle, dass die Ausgangsbestände ausreichend überflutungstolerant sind – über die teilweise Ruderalisierung der Bestände (Mitte) bis hin zu deren vollständigem Absterben und Neubesiedlung (Sekundär-Sukzession; rechte Seite). Katastrophale Folgen auf die rezente Vegetation sind besonders dann zu erwarten, wenn Ausgangsbestände mit geringer Überflutungstoleranz von langanhaltenden Hochwassern bei stagnierendem Wasser betroffen werden (vgl. VOLGER 1957, RAABE 1960).

Die Bildung von Narbenlücken, die dem Absterben nicht ausreichend überflutungsempfindlicher Arten folgt, vermindert die Konkurrenz für die verbleibenden überflutungstoleranten Arten (Phase I). Unter diesen können sich Pflanzen mit hohem vegetativen Regenerationspotential stark ausbreiten

(Phase II). Gleichzeitig bieten die Vegetationslücken bereits vorhandenen und durch das Flutwasser eingetragenen Diasporen günstige Auflaufbedingungen. Nach HELBERG (1995) können unter den aufkommenden Arten zunächst auch solche sein, die von der Überflutung geschädigt wurden, aber erst bei wiederholter Überflutung nach mehrfachem Aufkeimen und Absterben ihren Diasporenvorrat ganz erschöpfen und so sukzessive aus den Beständen verschwinden. Auf den freiwerdenden Flächen haben Pionierbestände die besten Etablierungschancen. Sie können sich vor allem dann längerfristig halten, wenn die Standorte wiederholten starken Störungen unterworfen sind – beispielsweise langanhaltender Überflutung mit gleichzeitiger starker Sedimentation oder Erosion – und wenn die Einwanderung überflutungstoleranter Grünlandarten nur langsam verläuft.

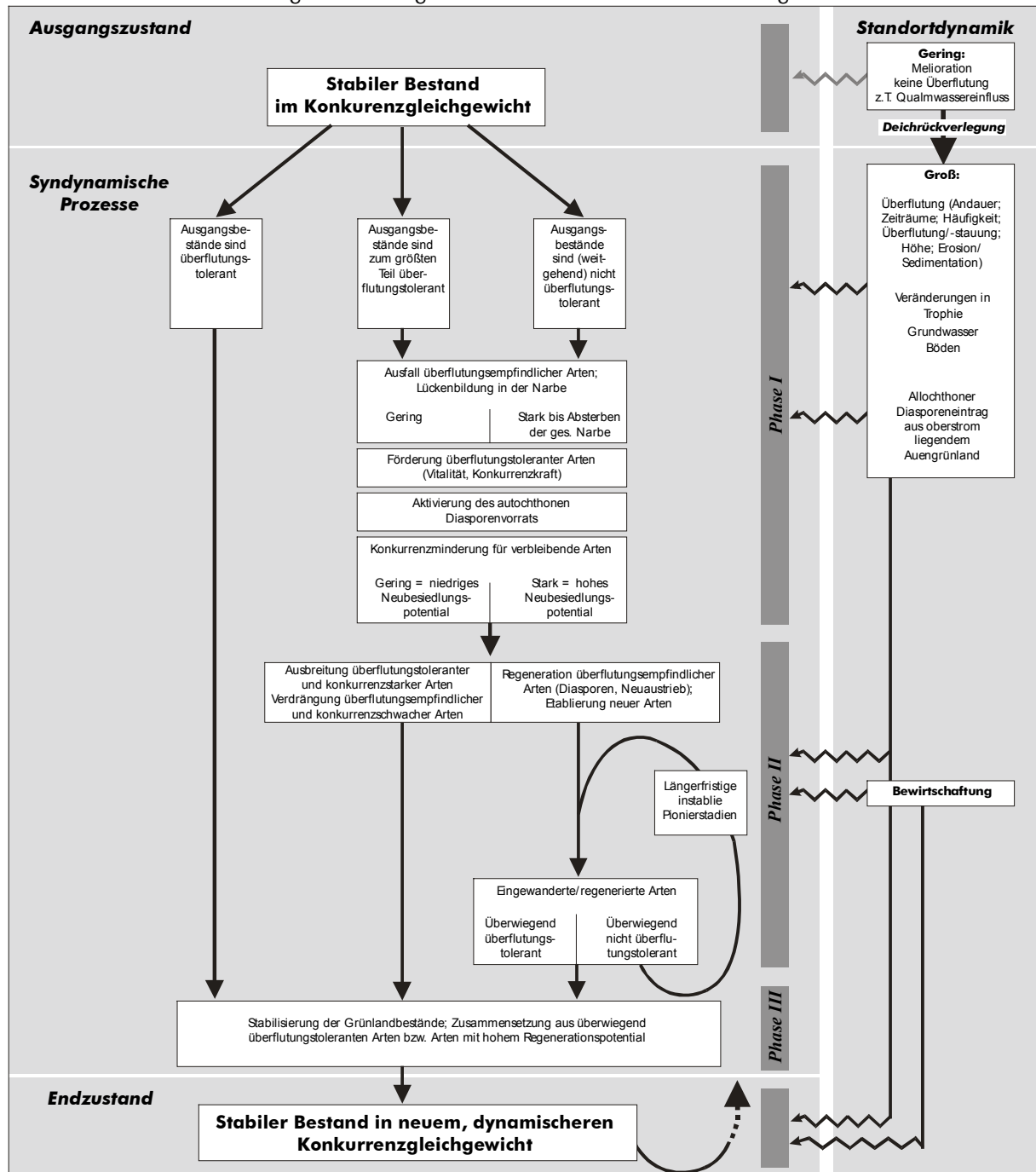


Abb. 43: Allgemeine syndynamische Prozesse bei Wiederüberflutung von Auengrünland.

Am Ende der Umbauphase stabilisieren sich die Grünlandbestände auf neuem Niveau (Phase III). Sie sind nun je nach Geländehöhe des Standorts aus mehr oder weniger überflutungstoleranten Arten zusammengesetzt. Für ihren Fortbestand sind Überflutungen nunmehr zwar Grundvoraussetzung, extreme Hochwasser sind jedoch weiterhin in der Lage, die Bestände stark zu schädigen und erneut weitreichende syndynamische Prozesse in Gang zu setzen. Ebenfalls können allmähliche Veränderungen in der Trophie und Korngrößenzusammensetzung der (Ober-)Böden oder auch in den Grundwasserverhältnissen zu weiteren Bestandsveränderungen führen. Verschiebungen in den Konkurrenzverhältnissen, z.B. die Beschattung lichtliebender kleinwüchsiger Arten durch eingewanderte hochwüchsige Arten, können auch in dieser Phase noch zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung führen (vgl. Kap. 4.4.5; Abb. 34 u. 35).

Auf Grund bestehender Erfahrungen bei der Wiedervernässung von Feuchtgrünland (vgl. HELLBERG 1995) kann davon ausgegangen werden, dass das Artenspektrum wie es sich nach der Rückdeichung ausbilden wird, vor allem vom jetzigen Arteninventar abhängt. Die Sukzession entspricht somit dem Modell der „initial floristic composition“ nach EGLER (1954). Demnach sind an einer Sukzession überwiegend die schon im Initialstadium vorhandenen Arten vorhanden, währenddessen neu einwandernde Arten nur eine untergeordnete Rolle spielen. Gleichwohl ist infolge der großen Dynamik der Elbwasserstände sowie wegen der ausgeprägten, naturnahen Vegetation der Ufer und Bühnenfelder das Besiedlungspotential durch eingetragene Diasporen erheblich größer als an den meisten anderen mitteleuropäischen Strömen.

5.1.3 Bestand und Individuum: Sukzessionsabfolge in Abhängigkeit von Überflutungstoleranz, Standort und Bewirtschaftung

Aus welchen Arten sich der zukünftige Bestand zusammensetzt, ist davon abhängig, welches Wuchs- und Regenerationspotential die Arten unter den neuen Standortbedingungen realisieren können sowie von der Konkurrenzkraft, die die Arten abhängig davon im Bestand entwickeln können. Nur wenn mögliche Dominanzbildner in ihrer Entwicklung durch Störungen bzw. Stressfaktoren gehemmt werden, können artenreiche Pflanzenbestände entstehen, in denen konkurrenzschwache, komplementäre Arten ebenfalls existieren können (GRIME 1980, VERKAAR & LONDO 1993). Wie HELLBERG (1995) darlegt, übersteigt die physiologische Toleranzgrenze der potentiell dominanten Arten in der Regel die der konkurrenzschwachen Arten bei weitem. Um artenreiche Bestände entwickeln zu können, sei deshalb der gezielte Einsatz von Stressfaktoren bzw. Störungen, besonders in Form der Flächennutzung, notwendig.

Lebensstrategiespektren an der Sukzession beteiligter Pflanzenarten

Die syndynamischen Prozesse, die mit der Überflutung des Rückdeichungsgebiets einhergehen, sind von der Fähigkeit der vorhandenen Arten abhängig, auf den betroffenen Standorten fortzubestehen bzw. diese zu besiedeln. Um den Sukzessionsverlauf vorherzusagen, bietet sich die Verwendung von Lebensstrategie-Konzepten an.

In Tabelle 26 sind die Lebesseigenschaften von 50 im rezenten Vordeichgrünland vorkommenden Grünlandarten zusammengestellt. Der überwiegende Anteil dieser Arten kommt ebenfalls im Deichhinterland vor, wenngleich die Arten mit hoher bis sehr hoher Überflutungstoleranz hier nur in Geländemulden und im Randbereich von Gewässern zu finden sind (vgl. Abb. 34 und 35 in Kap. 4.4.5).

In den Grünlandbeständen geringer bis mäßiger Überflutungstoleranz herrscht, da die von ihnen besiedelten Standorte einer vergleichsweise geringeren Störungsintensität ausgesetzt sind, der Strategietyp CSR bis CS (vgl. grau unterlegtes Textfeld) vor. Die zugehörigen Arten sind in der Regel ausdauernde Hemikryptophyten und können sich sowohl generativ als auch vegetativ ausbreiten. Therophyten treten in diesen Beständen nicht regelmäßig auf; sie benötigen Bestandslücken, die durch langanhaltende Überflutungen im Kombination mit trockener Witterung im Frühjahr bzw. durch Viehtritt verursacht werden können.

Lebensstrategien, gemeinhin als ein Komplex gemeinsam erworbener Anpassungsmerkmale definiert, sind ein verlässliches Instrumentarium für die Beschreibung von Ausbreitungs- und Etablierungsmechanismen in Pflanzengesellschaften. Überdies wurde insbesondere das von GRIME (1974, 1977, 1979) entwickelte „C-S-R-Modell“ (vgl. Abb. 44; Definitionen s. unten) dafür verwendet, Sukzessionsvorgänge und langfristigen Florenveränderungen zu beschreiben und zu analysieren (vgl. KLOTZ 1987, VAN DER MAAREL 1988 u.a.). In Anbetracht verbreiteter Kritik an der zu stark vergrößerten Typisierung verschiedener Strategien haben FREY & HENSEN (1995), ausgehend von dem auf Bryophyten bezogenen Lebensstrategien-Konzept nach DURING (1992), ein erweitertes Lebensstrategien-Konzept für Gefäßpflanzen vorgestellt, das im folgenden neben dem von VAN DER MAAREL (1988) ergänzten System von GRIME (1979) zur Anwendung kommt (s. Tab. 26). Es beinhaltet neben den Aspekten Stresstoleranz und Störungsresistenz und Konkurrenzverhalten auch die Lebensform und -dauer sowie Ausbreitungs- und Reproduktionsmerkmale der Arten.

Das „**C-S-R**“-Lebensstrategien-Konzept nach GRIME (1979) unterscheidet Primär- und Sekundärstrategien. Nach dem Autor fassen die **Primärstrategien** drei fundamental verschiedene Antwortmuster (Strategien) von Pflanzen auf die Hauptstandortfaktoren Stress und Störung zusammen (s. Definitionen im Kap. 5.1.2). Die zugeordneten Pflanzentypen werden Competitors (C; Konkurrer), Ruderals (R; Ruderales) und Stress-Tolerators (S; Stress-Tolerierer) genannt. Sie werden in bezug auf bestimmte Lebenseigenschaften, wie z.B. ihrer Höhe, Lebensdauer, Wachstumsraten, Verhalten bei Stress/Beschädigung etc., und ihrem Vorkommen in bestimmten Habitaten hin generalisiert.

Angepasst an die Gegebenheiten unterschiedlicher Habitate haben sich im Laufe der Evolution unter verschiedener Intensität von Stress, Störungen und Konkurrenz intermediäre **Sekundärstrategien** herausgebildet. Sie sind in Abb. 44 dargestellt. GRIME (ebd.) schlägt demnach vier, an Hand von Feld- und Laboruntersuchungen belegbare, Sekundärstrategie-Typen vor: Competitive Ruderals (C-R; angepasst an Habitate mit geringem Stresseinfluss und einer durch Störungen begrenzten, mäßigen Konkurrenz), Stresstolerant Ruderals (S-R; anpasst an wenig gestörte, unproduktive Habitate), Stress-tolerant Competitors (C-S; angepasst an verhältnismäßig wenig gestörte Standorte mit mäßigem Stresseinfluss) und C-S-R strategists (angepasst an gleichermaßen mäßigen Stress- und Störungseinfluss).

Die Arten mit hoher bis sehr hoher Überflutungstoleranz lassen sich in der Hauptsache zwei Strategietypen zuordnen: In den Flutrasen herrschen CR-Strategen vor, die sich durch Stolonenwachstum klonal ausbreiten und so vegetationsfreie Flächen rasch besiedeln können. Sie werden nach dem Klassifizierungssystem von FREY & HENSEN (1995) als *Besiedler* aufgefasst. Im Gegensatz dazu sind die Röhrichte von C- bis CS-Strategen dominiert. Diese überdauern ungünstige Wachstumsperioden als ausdauernde Geo- oder Hemikryptophyten.

Abbildung 44 veranschaulicht schematisch die in Abbildung 43 dargestellten syndynamischen Vorgänge im triangulären Standortgefüge aus Konkurrenz, Störungen und Stress (vgl. GRIME 1979; Erklärungen s.o.). Unterschieden sind Bestände der hohen (**b**) und tiefen (**c**) Geländelagen; weiterhin wird bei der Darstellung davon ausgegangen, dass die Bestände in der bisherigen Intensität landwirtschaftlich genutzt, d.h. regelmäßig gestört, werden (schwarze Pfeile). Die Sukzession unter ausbleibender bzw. stark extensiver Bewirtschaftung (Beweidung) entspricht den grauen, gestrichelten Pfeilen. Sie führt langfristig zu Auenwald (CS-Strategen = Weichhölzer, S-Strategen = Harthölzer) bzw. zu halboffenen, von Gehölzen und Röhrichten durchsetzten Weideflächen.

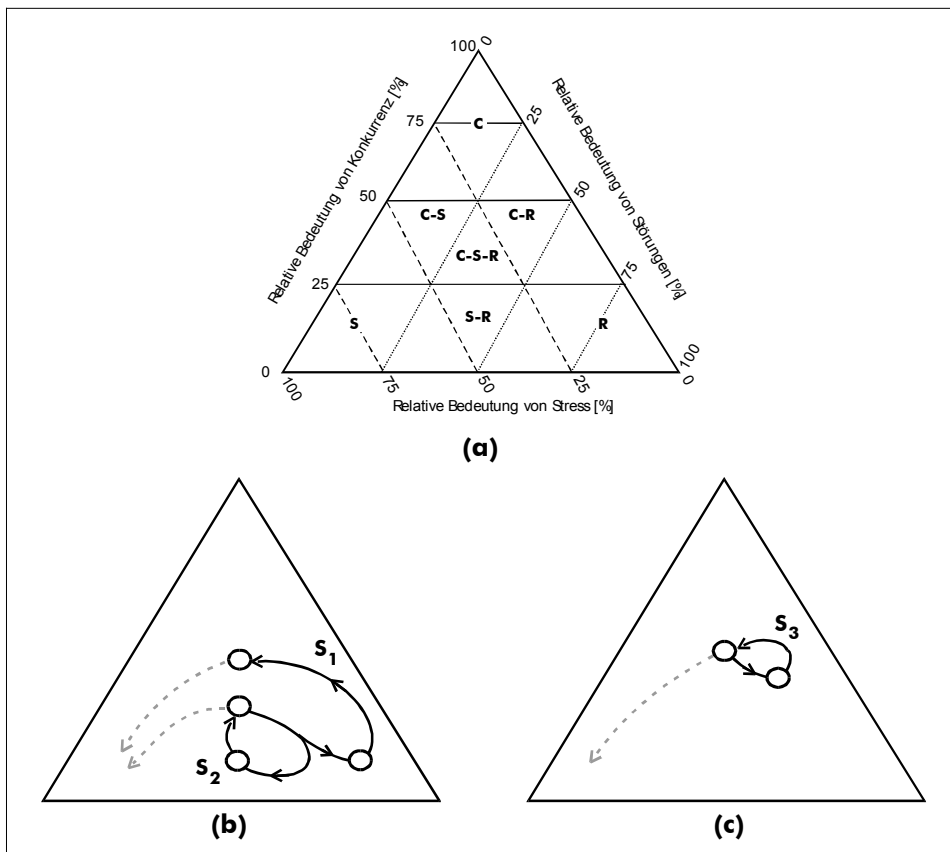


Abb. 44: Schematische Darstellung der Sukzession an Hand der (a) Strategiespektren im Faktorengefüge Stress–Konkurrenz–Störungen nach GRIME (1979). – Es bedeuten: Schwarze Pfeile = Entwicklung bei Beibehaltung der landwirtschaftlichen Nutzung in bisheriger Form und Intensität; graue gestrichelte Pfeile = Entwicklung bei Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung.

In den wechselfrischen bis wechselfeuchten Grünlandbeständen der höheren Geländelagen **(b)** herrscht im Mittel der Strategietyp C-S-R vor. Die Sukzessionstendenzen richten sich danach, wie störungsempfindlich (überflutungsempfindlich) die bestandsbildenden Arten sind. Ist der überwiegende Anteil der Arten nicht überflutungsresistent (**S₁**), so stirbt die Grasnarbe weitgehend ab. Ruderalstrategen (R, CR) setzen sich zunächst durch; der Bestand stabilisiert sich auf einem neuen Niveau. Bestandsbildend sind nun wuchsstarke Röhrichtarten, so dass sich das Strategiespektrum sich in Richtung der konkurrenzstarken Arten verschiebt. Ist ein größerer Anteil der vorkommenden Pflanzen überflutungstolerant (**S₂**), so können die entstehenden Bestandslücken rasch von verbliebenen ausbreitungspotenten Arten (z.B. *Elytrigia repens*) besiedelt werden. Kurzzeitig entstehen günstige Keimungsbedingungen, besonders für Therophyten (R- u. SR-Strategen). Im Schutz der Bestandslücken („safe sites“) können sich aber auch neue Grünlandarten und Gehölze etablieren. In den bereits an Überstauungen angepassten wechsellassen Grünlandbeständen **(c)** sind die Veränderungen im Gegensatz dazu sehr viel geringer. Bestandslücken werden kaum entstehen und schnell von den verbliebenen wuchsstarken (Röhricht-) Arten geschlossen. Es ist deshalb zu erwarten, dass sich das Strategiespektrum allenfalls kurzzeitig verschiebt (**S₃**).

Wird die Nutzung aufgegeben, so werden sich ebenfalls Gehölze etablieren. Weichholzauengehölze (CS-Strategen: Produktion großer Mengen von [anemochoren] Diasporen; Bewurzelung abgerissener Sprossstücke) haben dabei wegen ihrer großen generativen und vegetativen Ausbreitungsfähigkeit bessere Etablierungschancen als Hartholzauengehölze (S-Strategen: geringere Mengen an größeren Diasporen; keine vegetative Verbreitung).

Lebens- und Wuchsformen

Im Gegensatz zu HELLBERG (1995), der die Überflutungstoleranz von periodisch und kontrolliert überfluteten Grünlandarten insbesondere auf Niedermoorböden untersucht hat und unter den gering bis mäßig überflutungstoleranten Pflanzenarten ein vorwiegendes Auftreten von Pflanzen

Tab. 26: Spektrum der Lebenseigenschaften von Arten des überflutungsbeeinflussten Vordeichgrünlandes.

Lebenseigen- schaften	nach VAN DER MAAREL 1988			nach FREY & HENSEN 1995				Verbreitungs- schwerpunkt	Feuchtwert (vgl. ELLENBERG et al. 1992)
	Lebens- und Wuchsform	Strategie- typ		Lebens- dauer	Ausbrei- tung	Reproduk- tion	Strategie- typ		
Art									
geringe bis mäßige Überflutungstoleranz									
Veronica arvensis	Tv	ma	SR	E	F/N	g	Epg	Wgl	4
Myosotis stricta	Tv	ma	SR	E	F/N	g	Epg	Wgl	3
Cerastium pumilum	Tv	ma	SR	E	F/N	g	Epg	Wgl	2
Erophila verna	Tv	ra	SR	E	F/N	g	Epg	Wgl	3
Trifolium dubium	Tm	ma	SR	E	F/N	g	Epg	Wgl	5
Vicia tetrasperma	Tm	da	SR	E	N	g	Epg	Wgl	5
Bellis perennis	Hb	ra	SR	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	5
Taraxacum officinale agg.	Hb	ra	SR	A	F	g	AFg	Wgl	5
Cerastium holosteoides	Hb	ca		A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	5
Plantago lanceolata	Hb	ra	CR	A	F/N	g	AFNg	Wgl	X
Achillea millefolium	HI	ea	CR	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	4
Trifolium repens	HI	ta	CR	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	5
Fallopia convolvulus	G	ta	CR	K	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	5
Rumex thyrsiflorus	HI/Hb	ea	CR/CSR	A	F/N	g	A(B)FNg	Wgl	3~
Leontodon autumnalis	HI/Hb	ra	CR/CSR	A	F	g	AFg	Wgl	5
Stellaria graminea	Hb	da	CSR	A	F/N	g	AFNg	Wgl	4
Galium verum	HI	da	CSR	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	4~
Vicia cracca	HI	da	CSR	A	N	g, v	ANG, v	Wgl	5
Lathyrus pratensis	HI	da	CSR	A	N	g, v	ANG, v	Wgl	6
Agrostis capillaris	HI	da	CSR	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	X
Poa pratensis	HI	ea	CSR	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	5
Cirsium arvense	G	ea	CR	A	F	g, v	AFg, v	Wgl	X
Allium vineale	G	ea	CSR	K	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	4
Festuca pratensis	HI	ca	CS	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	6
Leucanthemum vulgare	HI	ea	CS	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	4
Lolium perenne	HI	ea	CS	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	5
Alopecurus pratensis	HI	da	C/CSR	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	6
hohe bis sehr hohe Überflutungstoleranz									
Cerastium dubium	Tv	ma	SR	E	F/N	g	EPg	Flu	8=
Plantago intermedia	Hb	ra	SR	Ku	F/N	g	KuFNg	Flu	7=
Potentilla anserina	Hb	da	SR	A	F/N	g, kl	AFNg, kl	Flu	6~
Rorippa amphibia	Hb	da	SR	K	F/N	g, v	BFNg, v	Röh/Seg	10
Rumex crispus	Hb	ea	CR	A	F/N	g	BFNg	Röh/Flu	7~
Glechoma hederacea	HI	ta	CR	A	F/N	g, kl	AFNg, kl	Wgl /Röh	6
Alopecurus geniculatus	HI	ta	CR	B	F/N	g, kl	BFNg, kl	Flu	8=
Agrostis stolonifera	HI	ta	CR	B	F/N	g, kl	BFNg, kl	Flu	X=
Glyceria fluitans	HI	ta	CR	B	F/N	g, kl	BFNg, kl	Flu	9=
Ranunculus repens	HI	ta	CR/CSR	B	F/N	g, kl	BFNg, kl	Flu/Röh	7~
Lysimachia nummularia	HI	ta	CR/CSR	A	F/N	g, kl	AFNg, kl	Flu/Wgl	6~
Poa trivialis	HI	da	CR/CSR	A	F/N	g, v	AFNg, v	Flu/Wgl	7
Galium palustre	HI	da	CR/CSR	A	F/N	g, v	A(B)FNg, v	Röh/Seg	9=
Potentilla reptans	HI	da	CSR	A	F/N	g, kl	AFNg, kl	Flu	6
Glyceria maxima	HI	ea	C	A	F/N	g, v	AFNg, v	Röh/Seg	10~
Galium boreale	HI	ea	CSR	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	6~
Poa palustris	HI	ea	CS	A	F/N	g, v	AFNg, v	Flu/Wgl	9=
Carex gracilis	G	ea	CS	A	F/N	g, v	AFNg, v	Röh/Seg	9=
Cnidium dubium	G	ea	CS	A	F/N	g, v	AFNg, v	Wgl	8~
Polygonum amphibium	G	ea	CR	B	F/N	g, v	BFNg, v	Flu/Röh	X
Rorippa sylvestris	G	ea	CR	A	F/N	g, v	AFNg, v	Flu	8=
Elytrigia repens	G	ea	C	A	F/N	g, v	A(B)FNg,v	Wgl/Flu	X~
Phalaris arundinacea	G	ea	C	A	F/N	g, v	AFNg, v	Röh/Seg	9=

Verwendete Abkürzungen:

VAN DER MAAREL (1988)

Lebensformen: T = Therophyt – Tv = frühjahrsblühend, Tm = von Frühjahr bis Herbst blühend;

H = Hemikryptophyt – Hb = kurzlebig, HI = langlebig;

G = Geophyt

Wuchsformen: ea = erecta (aufrechte Triebe vorherrschend), ca = caespitosa (Horste bildende Graminoide), ra = rosulata (Rosetten bildend), ta = tapeta (vorherrschend horizontaler, niedriger Wuchs), da = diffusa (sowohl horizontaler als auch aufrechter Wuchs), ma = mini-diffusa (nur wenige Zentimeter hoch)

Strategietypen primäre Strategien – C = Konkurrerier, S = Stresstolerierer, R = Ruderales;

(nach GRIME

1979):

sekundäre (Misch-)Strategien –C-R = konkurrenzstarke Ruderales, C-S = stresstolerante Konkurrerier, S-R = stresstolerante Ruderales, C-S-R = intermediärer Typ zwischen C, S und R

FREY & HENSEN (1995)

Lebensdauer: E = Einjährige (Annuelle), A = Ausdauernde (Perennierende), K = Kryptophyten (Geo-, Hydro- und Helophyten),

Ku = Kurzlebige (Fugitive);

Ausbreitung: F = Fernausbreitung, N = Nahausbreitung

Reproduktion: g = generativ, v = vegetativ s. str., kl = klonal

Strategietypen: EP = einjährige Pendler, AN = Ausdauernde mit Nahausbreitung, AFN = Ausdauernde mit Nah- und Fernausbreitung, BFN = Besiedler mit Fern- und Nahausbreitung, KuFN = Kurzlebige mit Nah- und Fernausbreitung

Verbreitungsschwerpunkt: Wgl = Wirtschaftsgrünland, Flu = Flutrasen, Röh = Röhrichte, Seg = Seggenriede

mit horstförmigem oder niedrigem rosettenförmigen Wuchs feststellte, weist die hiesige Artenzusammensetzung keinen eindeutigen Schwerpunkt im Bezug auf die vorherrschenden Wuchsformen auf (s. Tab. 26). Kurz- und langlebige Hemikryptophyten machen einen großen Anteil der Lebensformen aus, zu geringeren Anteilen sind auch frühjahrsblühende Therophyten, wie *Veronica arvensis*, *Erophila verna* oder *Myosotis stricta*, und wenige Geophyten anzutreffen. Allen Arten ist gemein, dass ihr Verbreitungsschwerpunkt im Wirtschaftsgrünland liegt.

Unter den Arten mit hoher bis sehr hoher Überflutungstoleranz dominieren in den Flutrasen eindeutig solche mit horizontalem Wuchs, v.a. stolonenbildende Gräser, sowie hochwüchsige, aufrecht wachsende Röhrichtbildner. Hemikryptophyten und Geophyten sind hier die vorherrschenden Lebensformen (s.u.).

Anpassungen überflutungstoleranter Pflanzenarten

Wie in Kapitel 4.2 und 4.4 gezeigt werden konnte, ist die relative Höhe des Wuchsortes, und damit die durchschnittliche Überflutungsdauer, ein geeigneter Parameter, um die Vegetationsverteilung im zukünftigen Rückdeichungsgebiet vorherzusagen. Die vorgefundenen Grünlandarten besitzen eine charakteristische räumliche Verteilung.

Was sind die Ursachen für die räumliche Verteilung der Arten? Welche Eigenschaften erlauben es manchen Arten, wesentlich längere Überflutungen zu ertragen als andere?

▪ Wirkung von Überflutungen

In Abbildung 45 sind die Ergebnisse aus diversen aktuellen Publikationen zusammengeführt und auf die konkrete, an der Elbe vorgefundene Überflutungssituation des Vordeichgrünlands bezogen dargestellt. Besonderes Augenmerk wurde darauf gerichtet, *Stressfaktoren*, *potentielle Schäden* und *Stressantworten* der Pflanzen deutlich voneinander zu trennen (vgl. dazu CRAWFORD 1996 und CRAWFORD & BRAENDLE 1996).

Wie die Abbildung darlegt, integriert der Standortfaktor „Überflutung“ eine Vielzahl direkter und indirekter (z.B. über Veränderungen im Boden) Stressfaktoren für die Vegetation. Ihr Auftreten ist eng an den Ablauf der Überflutung (auflaufende Welle – Überflutung – ablaufende Welle) gekoppelt, und es bestehen zwischen ihnen komplexe Wechselwirkungen (Wirkungsketten, Rückkopplungsmechanismen): So „erkauft“ beispielsweise eine Pflanze, die bei abnehmendem Sauerstoffgehalt auf anaerobe Atmung umschaltet (Gärung; Endprodukte Ethanol und org. Säuren), die Beibehaltung ihres metabolen Stoffwechsels mit einem hohen Verbrauch an Kohlenhydraten und der Akkumulation von Gärungsendprodukten. Letztere können insbesondere bei Wiederbelüftung zur Bildung von toxischem Acetaldehyd und Superoxid- und Hydroxid-Radikalen beitragen, die wiederum nur durch weitere Anpassungen (s. Abb. 45) kompensiert werden können. Die Pflanzenarten, die unter den gegebenen Überflutungsbedingungen das effektivste Set von Anpassungsmerkmalen besitzen und am meisten „investieren“ kann, überlebt und kann u.U. den nach Rückgang des Hochwassers freiwerdenden Raum besiedeln (s.u.: Konkurrenz).

Die potentiellen Beeinträchtigungen des Stoffwechsels bzw. das Ausmaß der Schädigungen sind in erster Linie vom Aktivitätszustand der Pflanzen (Vegetationsperiode/Winterruhe) und von der Art der Überflutung abhängig. So konnte am Beispiel der Winterhochwasser 1998/1999 belegt werden, dass die im rezenten Elbvorland vorkommenden Grünlandarten Überflutungen außerhalb der Vegetationsperiode, die ihre mittlere Überflutungsdauer bei weitem überschreiten, überwiegend schadlos überstehen können (vgl. Kap. 4.4.5). Die Ursache liegt in der geringen Stoffwechselaktivität der Pflanzen und der bei tiefen Temperaturen hohen Konzentration an gelöstem Sauerstoff im Flutwasser. Im Gegensatz dazu kommt es bei Frühjahrs- und Sommerhochwassern durch die Erwärmung des Wasserkörpers vor allem in strömungsberuhigten Zonen rasch zu Sauerstoffarmut. Diese wird noch verstärkt, wenn große Mengen abgestorbener organischer, gelöster und partikulärer, Substanz zersetzt werden. Gerade die stoffwechselaktiven austreibenden Pflanzen sterben dann unter Sauerstoffmangel leicht ab.

Im Allgemeinen werden nicht bei vollständiger Wassersättigung der Böden, sondern erst bei gleichzeitiger Überflutung der Standorte bodenchemische Bedingungen erreicht, die für die Grünlandve-

getation limitierend wirken. SCHWARTZ et al. (1999a) untersuchten bodenphysikalische und -chemische Veränderungen, die in Bodenprofilen während eines Sommerhochwassers im untersuchten Deichvorland auftraten. Sie stellten fest, dass der Sauerstoffgehalt im Oberboden (gemessen als Redoxpotential) durch den ansteigenden Grundwasserspiegel nicht beeinflusst wird, mit beginnender Überstauung und der damit einhergehenden Wassersättigung jedoch innerhalb kürzester Zeit auf Null sinkt, was sie auf den sauerstoffzehrenden mikrobiellen Abbau von organischer Substanz zurückführen. Der Abfall des Redoxpotentials führt zur Reduktion von immobilisierten Eisen(Fe^{3+})- und Mangan(Mn^{4+})-Ionen zu zweiwertigen Ionen, die mobil sind und phytotoxisch wirken (s. Abb. 45; vgl. CRAWFORD 1996).

Läuft die Hochwasserwelle ab und wird der Boden erneut belüftet, so steigt das Redoxpotential rasch wieder auf das Ausgangsniveau an; die reduzierten Eisen- und Manganverbindungen werden wieder oxidiert. In tieferen, sandigen Bodenschichten, die in der Regel kaum noch von den Grünlandpflanzen durchwurzelt werden, bleibt das Redoxpotential relativ konstant, da die Konzentration organischer Substanz gering ist und vom Fluss aus sauerstoffreiches Grundwasser zuströmt (SCHWARTZ et al. 1999b).

■ Stressantworten der Pflanzen

Prinzipiell können Pflanzen den widrigen Wuchsbedingungen, die während einer Überflutung auftreten, auf drei verschiedenen Wegen begegnen:

1. Die gesamte Pflanze überlebt; sie verfügt über Anpassungsmechanismen, um den auftretenden Stress zu kompensieren.
2. Nur bestimmte Teile der Pflanze überleben; dies sind üblicherweise unterirdische Speicherorgane, aus denen nach Rückgang des Hochwassers erneut ausgetrieben wird. Besonders assimilierende Pflanzenteile werden hingegen „geopfert“ und sterben ab.
3. Die gesamte Pflanze stirbt ab; nur ihre Diasporen überdauern die Hochwasserperiode.

Zwischen den Extremen (1. und 3.) spannt sich ein Kontinuum auf, in das sich die Pflanzenarten einordnen lassen. Während das Überleben der gesamten Pflanze oder zumindest eines Teils für (ausdauernde) Arten der Röhrichte charakteristisch ist, ist das alleinige Überdauern in Form von Diasporen typisch für die Schlammfluren und kann als Anpassung an stark wechselnde Wasserstände verstanden werden. (Dies bedeutet jedoch nicht, dass die betreffenden Arten nicht auch kurzzeitige Überstauungen überleben können; zudem müssen sie insbesondere während der Keimlingsphase in der Lage sein, sauerstoffarmen Bodenverhältnissen standzuhalten [vgl. CRAWFORD 1992].)

Wie eine Vielzahl von Untersuchungen zur Überflutungstoleranz von Pflanzen belegen, kann deren vegetative Überlebensfähigkeit nicht auf einen singulären Anpassungsmechanismus zurückgeführt werden (s.o.). Vielmehr ist dafür ein ganzes Set von Adaptationen verantwortlich, das nur in seiner Gesamtheit das Phänomen „Überflutungstoleranz“ zu erklären vermag. CRAWFORD (1996) betont, dass die Betrachtung aller Pflanzenteile und ihre morphologischen wie physiologischen Anpassungen an wechselnde Wasserstände und diese zu verschiedenen Zeitpunkten des Jahres beinhalten sollte.

Ausdauernde Pflanzen, die an regelmäßig überfluteten Standorten wachsen, zeichnen sich durch eine Reihe von anatomischen und morphologischen Merkmalen aus. Die bedeutendsten darunter sind Aerenchyme und große unterirdische Speicherorgane, wie Rhizome oder Speicherwurzeln. Beide Merkmale sind vor allem im Zusammenhang mit der primären Antwort auf die beginnende Hypoxie bzw. Anoxie zu sehen.

Solange zumindest Teile der Sprosse noch aus dem Flutwasser herausragen, kann durch bestehende Aerenchyme, wie z.B. bei *Phragmites australis* oder *Glyceria maxima*, Luftsauerstoff zu den Rhizomen geleitet werden (vgl. ARMSTRONG 1979). JUSTIN & ARMSTRONG (1987) wiesen darüberhinaus nach, dass nicht nur typische Arten von Feuchtgebieten, sondern auch eine große Anzahl von Pflanzenarten wechselfeuchter Standorte (sog. *intermediäre Arten*), darunter zahlreiche Grünlandspecies, auf Grund der Struktur ihres Wurzelparenchyms in der Lage sind, bei Staunässe auf lysi- oder schizogenem Weg Aerenchyme auszubilden, um die Sauerstoffzufuhr zu den Wurzeln zu ver-

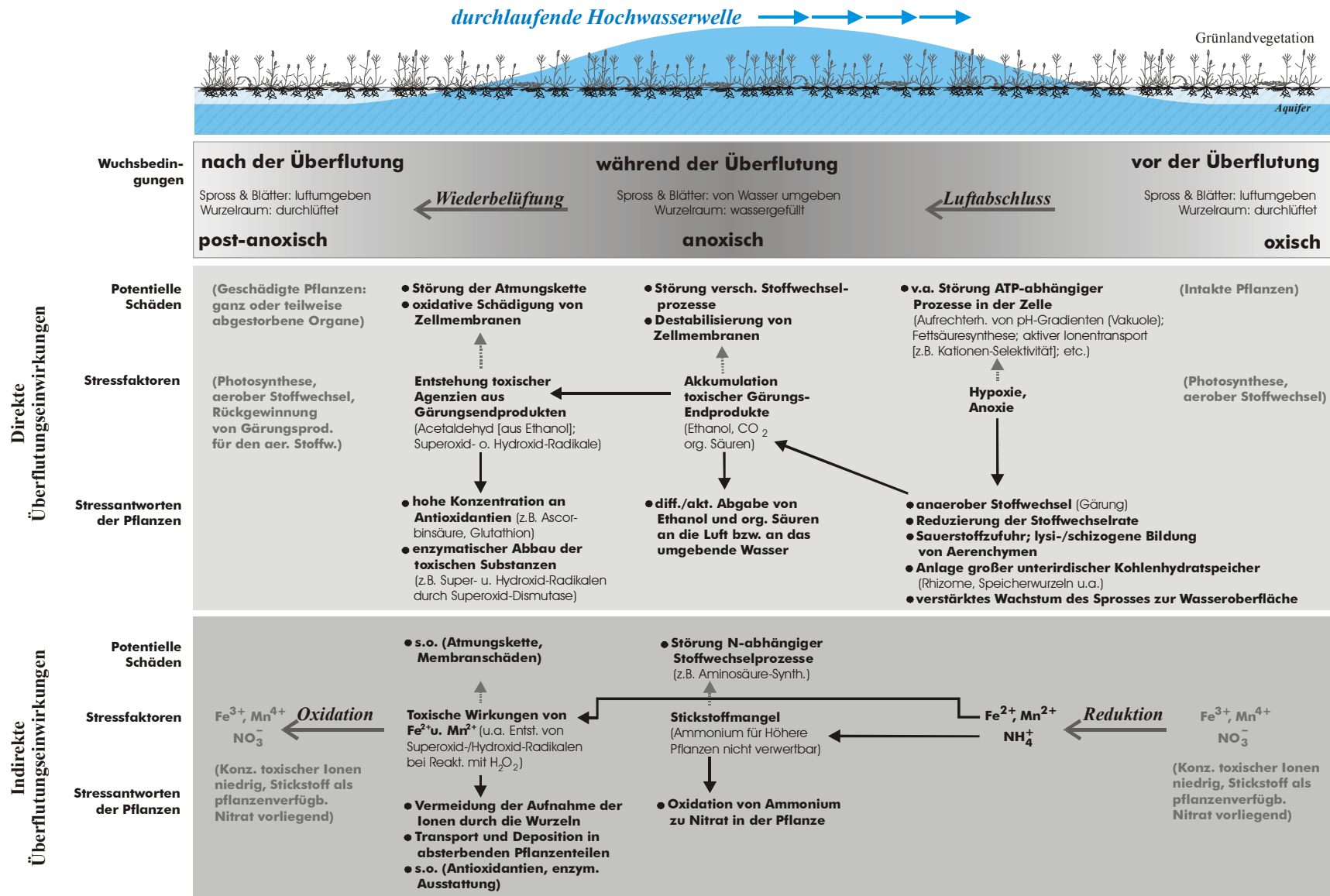
bessern (vgl. auch DREW 1997). Wie CRAWFORD (1992) herausstellt, sind die Gewebe in gleicher Weise dafür wichtig, flüchtige und potentiell schädliche Stoffwechselprodukte, wie CO₂ oder Acetaldehyd, zum Spross hin abzuführen und an die Luft abzugeben. Allerdings deuten Untersuchungen von KONČALOVA (1990) darauf hin, dass die Struktur der aerenchymatischen Wurzeln (großer Durchmesser, wenige Verzweigungen) die Nährstoffaufnahme behindern kann.

Die kompensierende Wirkung der Aerenchyme endet, wenn die Pflanzen ganz überflutet werden. Im Laufe der Überflutung kommt es meist rasch zu Sauerstoffmangel, der eine Umstellung des metabolischen Stoffwechsels bewirkt. Die einsetzende Gärung erbringt jedoch wesentlich weniger Energieäquivalente als die aerobe Respiration. D.h. um die gleiche Stoffwechselrate aufrecht zu erhalten, werden größere Mengen an Kohlenhydraten gebraucht. Daher besitzen überflutungstolerante Pflanzenarten typischerweise große unterirdische Speicherorgane (s.o.). Der Besitz von Rhizomen bringt demnach unter Überflutungsbedingungen entscheidende Überlebensvorteile (BRAENDLE & CRAWFORD 1987, CRAWFORD et al. 1989). VAN DER VALK (1994) konnte im Zuge von Überflutungsexperimenten nachweisen, dass die Größe der Rhizome positiv mit der Überflutungstoleranz korreliert ist. Ohne gleichzeitig die Stoffwechselrate zu reduzieren (z.B. *Acorus calamus*, *Schoenoplectus lacustris*), sind die Kohlenhydratvorräte mitunter jedoch rasch erschöpft (CRAWFORD 1992).

Ein Blick auf die in Tabelle 26 aufgelisteten Pflanzenarten im Deichvorland, die eine hohe bis sehr hohe Überflutungstoleranz besitzen, bestätigt die Bedeutung von Rhizomen für die Anoxietoleranz (s. Geophyten).

Je länger die vollständige Überflutung andauert, desto mehr potentiell toxische Gärungsprodukte akkumulieren in den Pflanzen. Um möglichen Schäden vorzubeugen, werden Ethanol und organische Säuren an die Pflanzenumgebung abgegeben. Vor allem beim Wiederauftauchen der Pflanzen können die Gärungsendprodukte, in Verbindung mit aufgenommenen zweiwertigen Eisen- und Manganionen, zu Bildung schädlicher Agenzien führen (s. Abb. 45). Die post-anoxische Phase der Überflutung ist in Hinsicht auf mögliche Beschädigungen an den Pflanzen (*post-anoxic injuries*; CRAWFORD 1992) der anoxischen Phase (*anoxic injuries*) ebenbürtig und erfordert ein vergleichbares Maß an Anpassungen. Eine mangelnde „Vorbereitung“ der Pflanzen auf erneute Sauerstoffexposition kann letal wirken.

Die morphologischen und anatomischen Veränderungen, mit denen Pflanzen auf Überflutungen reagieren, haben ihre Ursache in einem geänderten Hormonhaushalt. Wie JACKSON et al. (1995) betonen, ist es für Pflanzen bei einem drastischen Wechsel der Bodenbedingungen wichtig, ihr Wurzel- und Sprosswachstum an die geänderten Bedingungen anzupassen. Dies wird durch die hormonelle Kommunikation zwischen Wurzeln und Spross erreicht. Eine Schlüsselfunktion bei der Bildung von Aerenchyman kommt nach bisherigen Untersuchungen dem Ethylen zu. Wie JACKSON et al. (ebd.) nachweisen konnten, wird es bei anaeroben Bodenbedingungen verstärkt in den Wurzeln gebildet und löst hier bei verschiedenen Pflanzenarten die Bildung von Aerenchyman aus (s.o.). Als Ethylen-Vorstufe (ACC) gelangt es mit dem Transpirationsstrom in den Spross. Es wird angenommen, dass es dort verschiedene morphologische Veränderungen hervorruft, die als Anpassungen an die veränderten Standortbedingungen interpretiert werden können (Schließung der Spaltöffnungen, verstärktes epinastisches Wachstum der Blattoberflächen, etc.).



(Abbildungslegende auf S. 127, oben)

Abb. 45: Direkte und indirekte Überflutungseinwirkungen auf Grünlandpflanzen und ihre zeitliche Abfolge während eines Hochwassers. – Das Schema stellt die wesentlichen standörtlichen Veränderungen, den von ihnen ausgehenden Stress und eine Auswahl der Mechanismen dar, mit denen die Pflanzen auf verschiedene Stressfaktoren reagieren. In der Regel verfügen angepasste Pflanzenarten über ein ganzes Set an Adaptationen, die nur in ihrer Gesamtheit das Überleben während Überflutungsperioden sicherstellen können. Die Hauptursache dafür ist, dass die primären Stressantworten auf sauerstoffarme bzw. -freie Wuchsbedingungen eine ganze „Kaskade“ weiterer Stressfaktoren auslösen, und daher kein einzelner Anpassungsmechanismus das Überleben einer Pflanze gewährleisten kann. Zudem wurde lange Zeit übersehen, dass Schädigungen sowohl während der Überflutung und dem damit verbundenen Luftabschluss (in der sog. *anoxischen Phase*), als auch nach der Überflutung auftreten können, wenn die Pflanzen wieder dem Luftsauerstoff ausgesetzt sind (sog. *post-anoxische Phase*).

- Zusammenhang zwischen Überflutungstoleranz und Konkurrenz

Die Vorteile, die eine Pflanzenart aus der Überflutungstoleranz zieht, liegen auf der Hand: Die angepasste Art kann auf konkurrenzarme Standorte vordringen und sich so Ressourcen erschließen, die Arten ohne ausreichende Anpassung verwehrt bleiben. Angepasste Arten überleben nicht allein dadurch, dass sie physiologisch besser an anoxische Lebensbedingungen adaptiert sind, sondern auch dadurch, dass sie eine längere Zeitperiode lang auf Ressourcen (v.a. Sauerstoff, Assimilate) verzichten können, die ihre Konkurrenten ständig benötigen (CRAWFORD 1992).

Der Raum, der durch das Absterben von nicht ausreichend angepassten Konkurrenten frei wird, kann während oder nach dem Rückgang des Hochwassers besiedelt werden. Doch dieser Vorteil ist in der Regel damit „erkauft“, dass extrem überflutungstolerante Arten, wie z.B. *Iris pseudacorus*, nur ein geringes vegetatives Ausbreitungspotential besitzen. Im Wettlauf um die Besetzung freigewordener Flächen, in dem sie z.B. mit wesentlich ausbreitungspotenteren Stolonenarten, wie z.B. *Ranunculus repens* oder *Agrostis stolonifera*, konkurrieren muss, die von höher gelegene Standorten „nach unten“ vordringen, wird der Überlebensvorteil schnell relativiert. Insofern kann postuliert werden, dass zumindest die räumlichen Verbreitungsgrenzen der Flutrasenarten aus Tabelle 26 zu den Schlammluren vorwiegend physiologische Ursachen hat, ihre Verbreitung nach oben hingegen überwiegend in ihrer unter „Normalbedingungen“ limitierten Konkurrenzfähigkeit begründet ist.

Beobachtungen im rezenten Deichvorland belegen, dass auch die Strömungsexposition mitbestimmt, welcher Standort sich für die Besiedlung durch die erwarteten Vegetationstypen eignet. HELLWIG (2000) ordnet die Röhrichte an Hand ihrer Strömungstoleranz in abfallender Ordnung folgendermaßen an: Phalaridetum arundinaceae – Caricetum gracilis – Glycerietum maximae – Oenanthe-Roripetum. Im Grünland besitzen die Flutrasen die größte Strömungstoleranz. Grünlandgesellschaften i.e.S. kommen im untersuchten Gebiet typischerweise nicht an extrem strömungsexponierten Standorten vor.

Wie schnell es zu einer Zunahme überflutungstoleranter Arten kommt, hängt maßgeblich vom Diasporenpotential des Rückdeichungsgebiets ab. So können Gewässer und Geländemulden zum einen als (autochthones) Diasporenreservoir, zum anderen auch als Initialen für die vegetative Ausbreitung überflutungstoleranter Pflanzenarten dienen. Als weitaus bedeutender können jedoch der allochthone Eintrag von Verbreitungseinheiten durch die Hochwasser und die Besiedlung ausgehend von Feuchthabitaten im rezenten Deichhinterland angesehen werden.

Etablierungschancen von Gehölzen

Infolge der Wiederüberflutung werden auch Diasporen von Gehölzen eingetragen. HELLWIG (2000) legt für das Untersuchungsgebiet dar, dass deren Etablierungschancen sowohl von artspezifischen als auch äußeren Faktoren abhängig sind. So beurteilt er die Möglichkeit für eine rasche spontane Ausbreitung von Hartholzaun-Gehölzen auf Grund eigener Untersuchungen und der Ergebnisse anderer Autoren (MÜLLER et al. 1996) zur freien Sukzession (Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung von Grünland) als gering. Als Ursachen führt er die starke (Licht-) Konkurrenz insbesondere durch Röhrichtbildner und andere hochwüchsige Gräser, die keimungshemmende Wirkung mitunter hoher Streueauflagen und starken Wildverbiss an.

Währenddessen bestehen insbesondere dann, wenn durch die Wiederüberflutung vegetationsfreie Standorte entstehen, sehr gute generative Etablierungsmöglichkeiten für Gehölze der Weichholzaunen, besonders für *Salix*-Arten. Unter günstigen Wachstumsbedingungen können die Keimlinge bereits am Ende der ersten Vegetationsperiode Höhen von bis zu einem Meter erreichen und sich so der Lichtkonkurrenz der hochwüchsigen Gräser und Kräuter entziehen (HELLWIG 2000). Bei großflächiger Weidensukzession können hieraus für die landwirtschaftliche Nutzung der Flächen Probleme entstehen.

Was muss die Bewirtschaftung aus syndynamischer Sicht leisten?

Durch den gezielten Einsatz der Flächenbewirtschaftung besteht die Möglichkeit, die Sukzession auf den landwirtschaftlichen Restflächen zu lenken. Die Form der Bewirtschaftung wird sich einerseits nach den Bewirtschaftungsbedingungen (Befahrbarkeit, Betretbarkeit, erntbare Phytomassen, Entwicklungspotential) richten und andererseits nach dem gewünschten naturschutzfachlichen Resultat (offene oder halboffene Bestände, bestimmte Grünlandgesellschaften).

Aus syndynamischer Sicht ist es das Ziel, die Konkurrenzverhältnisse zu Gunsten der sich etablierenden Grünlandarten zu verschieben, um so den Umbau der Vegetation in Richtung des Grünlandes zu beschleunigen. Dies kann geschehen, sobald die Standortbedingungen eine Bewirtschaftung zulassen und die Bestände genügend Phytomasse gebildet haben. Die Bewirtschaftung sollte insofern, besonders auf Flächen mit starker *Salix*-Sukzession, so früh wie möglich einsetzen (vgl. Abb. 43). Jedoch besteht nach den Beobachtungen von RAABE (1960) bei zu früh einsetzender bzw. zu intensiver Beweidung sowie noch nicht ausreichender Wiederansiedlung von Grünlandarten i.e.S. die Gefahr, dass zwischenzeitliche, ertragsschwache Pionier-Flutrasen über lange Zeiträume konserviert werden.

Flächenausdehnung der syndynamischen Prozesse

Wie wirken sich die syndynamischen Prozesse nun konkret auf die Rückdeichungsfläche aus? Diese Frage ist von besonderer Bedeutung für die Landnutzer, denn von dem Ausmaß der anfänglichen Veränderungen – der von einem völligen Absterben der Grasnarbe bis zu nur geringen Fluktuationen reichen kann – hängt es ab, welche Bewirtschaftungsformen in der „Umbauphase“ realisiert und welche Phytomassequantitäten und -qualitäten erwartet werden können.

Abbildung 46 stellt in vereinfachter Form dar, wie intensiv die zu erwartenden syndynamischen Umschichtungen der Grünlandvegetation nach der Deichrückverlegung sind. Hierzu werden die relativen, in Klassen eingeteilten Überflutungstoleranzen der rezenten Vegetationstypen mit den Überflutungstoleranzen der Vegetationstypen verschnitten, die auf Grund der Prognose an gleicher Stelle als Endgesellschaften der Sukzession erwartet werden (vgl. Tab. 27).

Tab. 27: Klassifizierung der Überflutungstoleranzen. – Die Zuordnung dient als Grundlage für die Darstellung der Intensität, mit der syndynamische Veränderungen im Grünland des Rückdeichungsgebiet erwartet werden (s. Abb. 46).

Klasse	Überflutungstoleranz	zugehörige Vegetationstypen
Ist-Vegetation		
1	gering	wechselfrisches Grünland und Grünlandkomplexe
2	mäßig	wechselfeuchtes Grünland und Grünlandkomplexe
3	groß	Röhrichte und -komplexe, Flutrasen und -komplexe
4	keine Zuordnung möglich/sinnvoll	Wasserflächen, Äcker, Gehölze, etc.
Prognostizierte Grünlandvegetation		
1	gering	Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrische Ausprägung
2	mäßig	Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfeuchte Ausprägung und <i>Elytrigia repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft
3	groß	Phalaridetum arundinaceae und Ranunculo-Alopecuretum geniculati
4	kein Grünland	unterhalb der Verbreitungsgrenze dauerhafter GL-Vegetation: Schlammfluren & Flussschlauch

Es kommt für die Bewertung der voraussichtlichen Vegetationsdynamik darauf an, ob die Überflutungstoleranz der prognostizierten Vegetation kleiner, gleich oder größer der der Ist-Vegetation ist. Daraus ergeben sich drei Klassen für die zu erwartende Vegetationsdynamik:

I = die Überflutungstoleranz der prognostizierten Vegetation ist kleiner oder gleich der Toleranz der Ist-Vegetation. Es sind nur geringe Veränderungen in den Beständen zu erwarten: keine Bildung von größeren Narbenlücken, keine Sukzession über Ruderalstadien (vgl. Abb. 43, linke Seite).

II = die Überflutungstoleranz der prognostizierten Vegetation ist um eine Stufe größer als die Toleranz der Ist-Vegetation. Es sind zwar Veränderungen in den Beständen zu erwarten, jedoch stirbt die Narbe nicht großflächig ab, sondern es bilden sich nur mehr oder weniger große Lücken, in denen sich vorübergehend Ruderalarten ansiedeln können, die dann nach und nach von einwandernden bzw. sich ausbreitenden Grünlandarten verdrängt werden (vgl. Abb. 43, Mitte).

III = die Überflutungstoleranz der prognostizierten Vegetation ist um zwei Stufen größer als die Toleranz der Ist-Vegetation. Es sind starke Veränderungen in den Beständen zu erwarten; die Narbe stirbt großflächig ab oder es bilden sich große Bestandslücken, in denen sich vorübergehend Ruderalarten ansiedeln können. Die „neuen“ Grünlandarten wandern langsam ein und bilden neue Bestände (vgl. Abb. 43, rechts).

0 = die Fläche fällt aus dem Vergleich, wenn keine Überflutungstoleranz zuzuordnen ist (entsprechend der Kategorie 4 der Ist-Vegetation [= kein Grünland]).

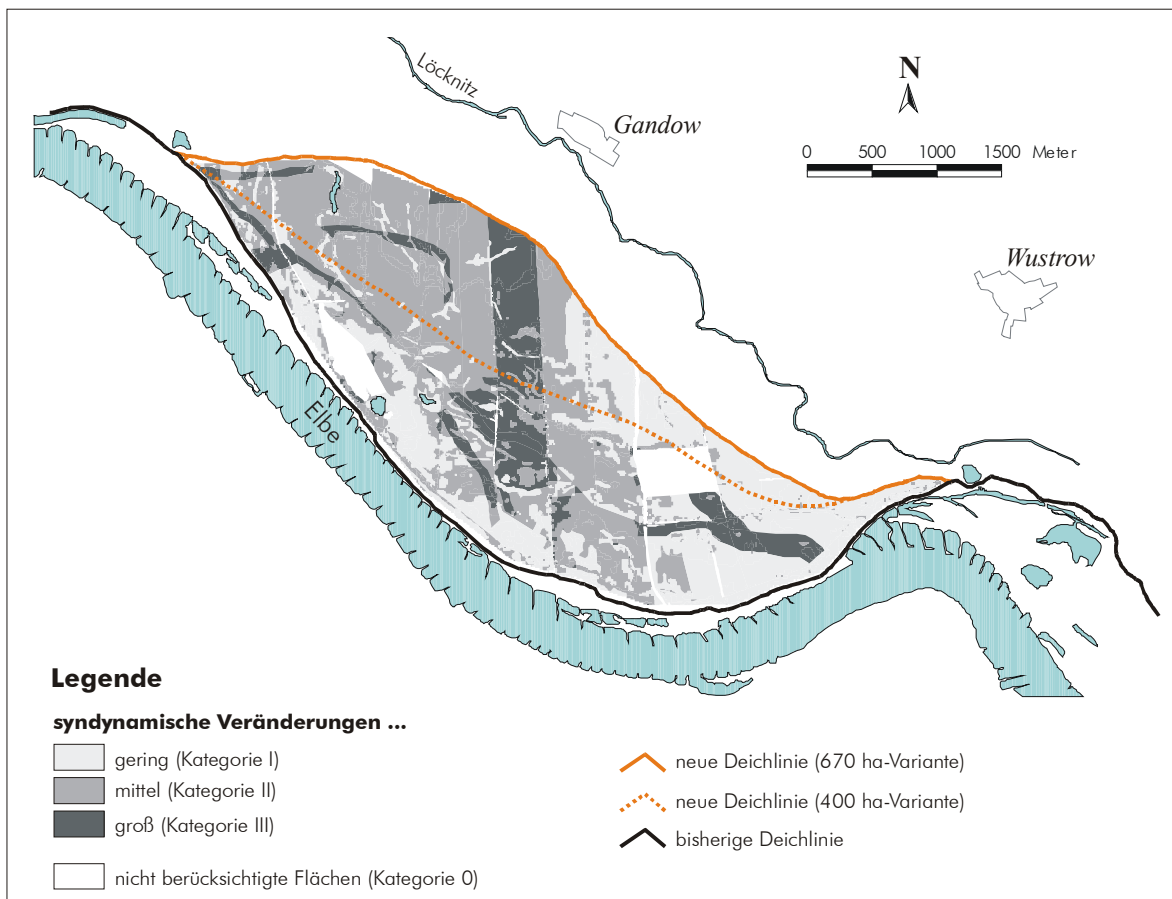


Abb. 46: Erwartete Intensität syndynamischer Veränderungen im Rückdeichungsgebiet (Rückdeichungsszenarien II und III; unter undynamischen Abflussverhältnissen). – Erläuterungen s.o.

Die Verteilung der Intensitäten der erwarteten syndynamischen Prozesse zeigt, dass die Wiederüberflutung die rezente Grünlandvegetation im Ostteil des Rückdeichungsgebiets und in ausgedehnten deichnahen Bereiche nur geringfügig verändern wird. Solche Bereiche können potentiell ohne wesentliche Einschränkungen weiter landwirtschaftlich genutzt werden. Allerdings sind dies nicht nur wechselfrische bis wechselfeuchte Flächen, die nur mit einem geringen Bewirtschaftungsrisiko behaftet sind, sondern auch fast alle Röhrichte und Flutrasen. Deutlich ist die „fossile“ Rinnen-

struktur der Altaue und auch ein Teil der Entwässerungsgräben zu sehen, die heute Wuchsorte von verschiedenen Röhrichte- und Flutrasengesellschaften sind.

Im überwiegenden Teil der Rückdeichungsfläche wird es im Zuge der Sukzession nur zu mäßigen Veränderungen (= Kategorie II), d.h. einer partiellen Schädigung der bisherigen Grünlandvegetation, kommen. Die erwartete Lückenbildung wird umso stärker ausfallen, je tiefer die Flächen liegen bzw. dort auftreten, wo die bisherige wechselfrische bis wechselfeuchte Grünlandvegetation von Phalarideten bzw. Flutrasen ersetzt wird (vgl. Kap. 4.4.2, Abb. 29). Nur geringe Lückenbildung ist dort zu erwarten, wo *Dauco-Arrhenathereten* in *Leucanthemo-Rumiceten* oder Quecken-Fuchsschwanz-Bestände übergehen.

Starke syndynamische Veränderungen, die mit einem großflächigen Absterben der bisherigen Narbe einhergehen, beschränken sich auf tief gelegene Geländeabschnitte, die infolge der intensiven Melioration bisher *Dauco-Arrhenathereten* trugen und zukünftig potentielle *Phalaridetum*-Standorte darstellen. Ebenso fallen in diese Kategorie die geplanten Flutrinnen.

5.1.4 Ökologische Modelle als Instrument für die Vorhersage von Vegetationsveränderungen

Auswahl geeigneter Parameter für die Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Standort und Vegetation

Wie sich aus der Beschreibung des Wirkungsgefüges der Standortfaktoren (s. Kap. 5.1.1) ergibt, ist die Auswahl der möglichen Parameter vielfältig, die sich für die Beschreibung des Zusammenhangs von Vegetation und Standort eignen. Aus Sicht der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Rückdeichungsgebiete und im Sinne der Aufwandsminimierung ist es von Bedeutung, Parameter zu identifizieren, die einerseits leicht zu erheben sind und eine hinreichende Beschreibung der ökologischen Beziehungen von Vegetation und Standortfaktoren erlauben. Dies müssen nicht notwendigerweise solche Parameter sein, die kausale Zusammenhänge zwischen den Standortfaktoren und deren (physiologischen) Auswirkungen auf die Vegetation beschreiben.

Um Interkorrelationen zu vermeiden, sollten möglichst nur voneinander unabhängige Faktoren in die Analyse der Zusammenhänge von Vegetation und Standort einbezogen werden. Wegen der dominanten Rolle des Abflussverhaltens im Gefüge der Standortfaktoren stellt die Erfüllung dieses Kriteriums jedoch mitunter ein Problem dar. Es muss dann abhängig vom gegebenen Untersuchungsraum geprüft werden, wie mittelbar abhängige Standortfaktoren vom Hauptfaktor gesteuert werden. In Anbetracht der relativ geringen gegenwärtigen Morphodynamik sind z.B. die Oberflächengestalt (Mikrotopografie) und die Korngrößenzusammensetzung der Oberböden weitestgehend unabhängig (bzw. nur in langem zeitlichen Maßstab abhängig) vom Wasserstandsgeschehen.

Die Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Vegetation in der rezenten Aue im Untersuchungsgebiet ergeben, dass die Höhenlage und die Zonierung der Grünlandvegetation eng miteinander korreliert sind (vgl. Kap. 4.2.2). Die Ergebnisse decken sich mit den Untersuchungsergebnissen aus anderen Auegebieten, z.B. von anderen Abschnitten der Elbe (vgl. MEISEL 1977a, LEYER 1999 und 2000) und vom Rhein (vgl. SYKORA et al. 1988, VAN DE STEEGH & BLOM 1998). Die von VAN DE STEEGH & BLOM (1998) geäußerte Auffassung, dass die Überflutung in hohem Maße für die Zonation der Vegetation in Flussauen verantwortlich ist, wird von physiologischen Erkenntnissen zur Überflutungstoleranz gestützt (vgl. Kap. 5.1.3).

Wie oben beschrieben, ist für die krautige Vegetation jedoch nicht allein die Dauer, sondern auch der Zeitraum von Bedeutung, in dem die Überflutungen stattfinden. In den vorliegenden Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass winterliche Überflutungen, auch wenn sie weit über der langjährigen mittleren Überflutungsdauer liegen, die Grünlandnarbe kaum zu schädigen vermögen. Auch VAN DE STEEGH & BLOM (1998) stellten fest, dass die durch winterliche Überflutungen am niederländischen Niederrhein verursachten Artenrückgänge weitaus geringer waren als die durch ähnlich langanhaltende sommerliche Überflutungen. Letztere betrafen vor allem Arten der Pionierfluren und des trockenen Graslandes. Längere Überflutungen während der physiologisch aktiven Vegetationszeit treffen die Vegetation wesentlich empfindlicher (vgl. auch VOLGER 1957, RAABE 1960). SYKORA et al. (1988) beobachteten, dass die unterste Verbreitungsgrenze vieler Grünlandarten auf niederländischen Flussdeichen eng mit dem höchsten Wasserstand korrelierten,

der in der Vegetationszeit vorangegangenen Jahres erreicht wurde. Sie schließen daraus, dass Überflutungen während des Frühjahrs und Sommers einen limitierenden Effekt auf die Verbreitung der Grünlandarten ausüben. Die Überflutungsdauer während der Vegetationsperiode kann somit als geeigneter Parameter angesehen werden, um den Einfluss von Überflutungen auf die Grünlandvegetation zu beschreiben.

Wie DUEL (1991) anführt, entscheidet neben der topografischen Höhe auch die Anwesenheit natürlicher oder vom Menschen eingebrachter Barrieren darüber, wie lang ein Standort überflutet wird. Im Untersuchungsgebiet behindern verschiedene Geländestrukturen, wie Uferrhnen und Sommerdeiche, ebenfalls den Wasserzutritt und -abfluss zu großen Teilen des Vordeichgeländes. Auf diese Weise entstehen abflusslose Senken, in die bei geringen Wasserspiegelhebungen – zumindest oberflächlich – kein Flutwasser zutritt bzw. beim Rückgang höherer Flutwellen länger verbleibt. Wie Abbildung 47 zeigt, bereitet es deshalb Probleme, diesen Standorten Überflutungsdau-

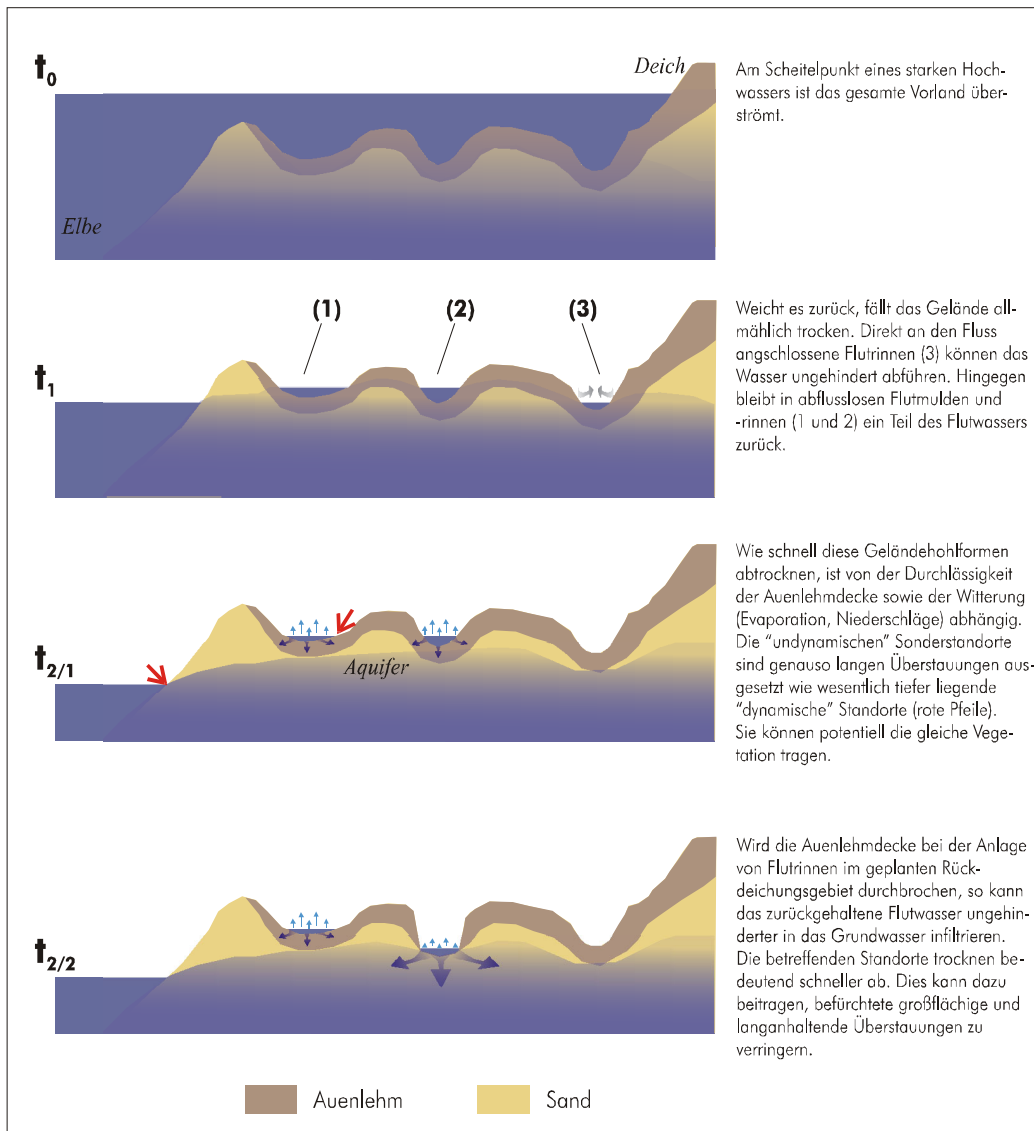


Abb. 47: Darstellung der Abhängigkeit der Überflutungsdauer von der Geländeform des Deichvorlands. – Die Dauer, mit der ein Standort überflutet bzw. überstaut wird, hängt nicht nur von der topografischen Höhe sondern auch von seiner spezifischen Lage im reliefreichen Gelände ab. Die Überflutungsdauer an dynamischen Standorten ist identisch mit gleich hohen Standorten direkt am Flusssufer. Wie lange jedoch die Überflutung in abflusslosen Senken andauert, lässt sich nicht eindeutig quantifizieren. Ihre Dauer hängt sowohl von der relativen Höhe der Senken, als auch von der Durchlässigkeit der Auenlehmdecke sowie der Evaporation ab.

ern zuzuweisen (vgl. Kap. 4.4.2). Solange spezielle Untersuchungen über die tatsächlichen Überflutungsdauern in „isolierten“ Vordeichbereichen fehlen, kann dieser Mangel nur dadurch ansatz-

weise ausgeglichen werden, dass man die Standorte klassifiziert. Der Effekt der Isolation gegenüber dem Flusswasserregime konnte so in den durchgeführten Korrespondenzanalysen deutlich nachgewiesen werden (vgl. Kap. 4.4.5); er betrifft im untersuchten Gebiet nur tiefgelegene Standorte, die von Phalarideten und Flutrasen bewachsen werden. Für die Prognose wurden die Übergangshöhen für diese beiden Vegetationstypen daher für isolierte, „undynamische“, und nicht isolierte, „dynamische“, Standorte getrennt.

Es konnte nachgewiesen werden, dass die Bewirtschaftungsform in den tiefen Geländelagen einen bedeutenden Anteil an der Differenzierung der Grünlandvegetation hat (vgl. Kap. 4.4.5). Da die ausschließliche Beweidung jedoch im Untersuchungsgebiet, das uniform als Mähstandweide genutzt wird, die Ausnahme ist und nur wenige Vegetationsaufnahmen von Weiden vorliegen, wurde die Bewirtschaftungsform nicht als Standortfaktor in die Prognose mit einbezogen. Insofern gilt die Prognose für die Randbedingung, dass die Mähweidenutzung im Rückdeichungsgebiet beibehalten wird.

Da laut Reichsbodenschätzung (vgl. SCHWARTZ 1999b, unveröff.) die Bodenarten im Oberboden über das gesamte Rückdeichungsgebiet nur gering variieren, wurde dieser Parameter nicht mit in die Prognose integriert. Gleiches gilt für Kenngrößen der Grundwasserdynamik, die, wie MONTE-NEGRO et al. (2000) darlegen, im Rückdeichungsgebiet ebenso dynamisch sein wird wie im rezenten Deichvorland, in dem die Messwerte gewonnen wurden, die der Prognose zu Grunde liegen.

Bewertung des Modells

Ökologische Modelle sollen komplexe ökosystemare Zusammenhänge unabhängig vom Fachwissen einzelner Bearbeiter zusammenfassen. Sie sollen dazu herangezogen werden können, die Auswirkungen von menschlichen Eingriffen in Ökosysteme zu prognostizieren. Bisher fehlen funktionsfähige, praxisbezogene Modelle, die es erlauben, Vegetationsveränderungen vorherzusagen, die im Zuge solcher Eingriffe auftreten.

Die am weitesten reichenden Ansätze, die ökologischen Auswirkungen von Wasserstandsveränderungen an Flüssen vorherzusagen, liegen bisher vom Rhein vor. Hier wurde durch die Bundesanstalt für Gewässerschutz BfG (vgl. KINDER et al. 1998, BERTSCH et al. 1998, FUCHS et al. 1999) versucht, die ökosystemaren Zusammenhänge in Flussauen möglichst umfassend zu analysieren und durch die Verknüpfung einer Vielzahl von Faktoren zu einem Prognoseergebnis zu gelangen. KINDER et al. (ebd.) räumen jedoch ein, dass trotz bis dato akzeptabler Modellergebnisse noch eine Vielzahl von Problemen und offenen Fragen bestünden, die vor allem aus der Komplexität von Ökosystemen herrührten. Zudem betont RINK (1999), dass die verwendeten Felddaten nicht unter dem Gesichtspunkt einer biostatistischen Versuchsplanung aufgenommen worden seien und sich insofern nur bedingt für die multivariate Analyse eigneten. Ergebnisse aktuellerer Untersuchungen, die solche Mängel von vornherein ausschließen, liegen noch nicht vor (s. dazu unter <http://elise.bafg.de/servlet/is/167/> - BMBF-Projekt „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen [RIVA]“). Zu bedenken bleibt, dass eine umfassende Faktorenanalyse zwar aus wissenschaftlicher Sicht wünschenswert und sinnvoll ist, jedoch für die Praxis, speziell im Hinblick auf die Anwendung bei Deichrückverlegungen, ein vertretbarer Aufwand für Aufnahmen von Felddaten gefunden werden muss.

Das vorliegende einfache, im Wesentlichen auf einer Analyse der Einflussgröße der verschiedenen Standortfaktoren und der Verknüpfung der Vegetationszonierung mit einem Digitalen Geländemodell (DGM) sowie langfristigen Abflusstatistiken beruhende Modell führt unter den bestehenden Randbedingungen zu Ergebnissen verschiedener Qualität. Guten bis sehr guten Übereinstimmungen bei den Grünlandtypen der höheren Geländelagen stehen Unschärfen in der Vorhersage der Vegetationsentwicklung auf den tiefer gelegenen Flächen gegenüber. Die Überprüfung der Modellexergebnisse an Hand der rezenten Vegetationsverteilung im Deichvorland des Untersuchungsgebiets zeigt zudem auf, zu welchen Parametern weitere Untersuchungen notwendig sind, um die Aussage-schärfe der Prognosen zu erhöhen. Hierzu zählen im Untersuchungsgebiet besonders die „Isolation“ der Standorte vom Wasserstandsregime des Flusses und die Bewirtschaftungsform.

Wie andere bisherige Modelle haben auch die vorliegenden zunächst nur einen engen räumlichen Geltungsbereich. Bevor die Prognosemethode auch auf andere Flussabschnitte angewandt werden kann, müssen zunächst weitere Felddaten erhoben werden. Dabei müssen auch die Faktoren Berücksichtigung finden, die im vorgestellten Modell vernachlässigbar waren, darunter verschiedene Bodenparameter (bes. Korngrößenzusammensetzung und Nährstoffgehalte) und Grundwasserparameter (Amplituden, Extrema, gespannte/ungespannte Potentiale; Zeitpunkte und Andauer). Vornehmlich sollte das Augenmerk bei der Analyse von Hierarchien bzw. gegenseitigen Abhängigkeiten der Faktoren mit Hilfe multivariater Verfahren und für größere Flussabschnitte liegen. Hierdurch können diejenigen Parameter abgegrenzt werden, die wesentlich und unabhängig voneinander zur Differenzierung der Vegetation beitragen. Nur solche Faktoren, zu denen Flächendaten bereits vorliegen oder mit geringem Aufwand zu erheben sind, können in der planerischen Praxis verwendet werden und eignen sich auf lange Sicht für eine Verbesserung der Prognosequalität.

5.2 Landwirtschaftliche Nutzung von Auengrünland nach Wiederüberflutung

5.2.1 Landnutzungskonzepte

In den letzten Jahren wurde verstärkt nach neuen Wegen gesucht, um die Kosten für die Erhaltung schutzwürdiger Grünlandbestände zu verringern. Neue Theorien zur potentiellen natürlichen Vegetation in Mitteleuropa, wonach vor der großflächigen Einflussnahme des Menschen Großherbivore das Landschaftsbild prägten und so halboffene Waldlandschaften schufen, haben zu neuen Konzepten für die Nutzung wirtschaftlich uninteressant gewordenen Grünlandes geführt (vgl. KLEIN et al. 1997). In diversen großflächigen Versuchen mit verschiedenen Nutztierarten wird derzeit geprüft, ob in sog. „halboffenen Weidelandschaften“ unter Minimierung der finanziellen Kosten die angestrebten Ziele des Grünlandschutzes erreicht werden können (vgl. z.B. FINCK et al. 2000, POSCHLOD et al. 2000, RIECKEN et al. 1998, SCHOLLE 2000). Aus den Niederlanden liegen bereits zahlreiche praktische Erfahrungen zu diesem Themenkomplex vor (vgl. KAMPF 2000, KRÜGER 1999, RIZA 1994).

In der aktuellen Suche nach geeigneten Bewirtschaftungsformen sind auch traditionelle Wirtschaftsweisen wieder in den Mittelpunkt des Interesses gerückt. Hierzu zählen vor allem die in Allmenden praktizierten Bewirtschaftungsformen, die vor allem auf Grund ihrer Standortangepasstheit als Vorbild für neue Landnutzungsformen geeignet erscheinen (vgl. z.B. GRUND 1994, BURRICHTER et al. 1980). Sie zeichnen sich gleichermaßen durch geringe Viehbesatzdichten, Großflächigkeit und geringen Personalaufwand aus.

Naturschutzfachliches Leitbild für das Grünland

Für die allgemeinverständliche Darstellungen von naturschutzfachlichen Zielvorstellungen für die Landschaftsentwicklung hat der Begriff des **Leitbildes** in den vergangenen Jahren immer mehr an Bedeutung gewonnen. Leitbilder werden nach UPPENBRINK & KNAUER (1987) aus landschaftsplanerischer Sicht definiert als zusammengefasste Darstellung des angestrebten Zustandes, der in einer (planerisch) absehbaren Zeitperiode in einem konkreten Landschaftsausschnitt oder in einem Naturraum (sog. **Landschafts-Leitbild**; vgl. FINCK et al. 1997) erreicht werden soll. Sie sind dazu geeignet, vielfältige Zielvorstellungen vereinfachend und bildhaft (als „Vision“) darzustellen (BASTIAN 1999). Ihre Konkretisierung erfolgt mit Hilfe von schutzgutbezogenen **Umweltqualitätszielen**. Diese definieren, welche Qualitäten Ressourcen, Potentiale und Funktionen in einer konkreten Situation – sachlich, räumlich und zeitlich – erreichen sollen (vgl. JESSEL 1996).

Sogenannte **sektorale Leitbilder** behandeln ausschließlich einzelne, isoliert betrachtete Schutzgüter bzw. Teilaspekte. Sie werden erst nachfolgend und unter Lösung zwischenfachlicher Zielkonflikte zu konsensfähigen, übergreifenden (Gesamt-)Leitbildern zusammengesetzt. Sektorale Leitbilder sind eine wirksame Methode, um mögliche Konflikte bei der Umsetzung verschiedener Entwicklungsziele aufzuzeigen.

Gegenüber den Leitbildern haben sog. **Leitlinien** keinen konkreten örtlichen oder sachlichen Bezug. Sie sind als übergeordnete Handlungsprinzipien für die naturschutzfachliche Planung aufzufassen.

Aus den zu Grunde gelegten Szenarien, die gleichermaßen den Rahmen für die Formulierung von Entwicklungszielen bilden, und den bisher formulierten Entwicklungszielen bzw. Leitlinien (vgl.

LANDESANSTALT FÜR GROBSCHUTZGEBIETE 1999, HEINKEN et al. 1999) könnte aus grünlandökologischer Sicht ein sektorales naturschutzfachliches Leitbild für das Rückdeichungsgebiet wie folgt formuliert werden (vgl. auch GRUND 1994):

Das Rückdeichungsgebiet unterliegt als Ganzes der Wasserstandsdynamik des Flusses: Hoch- und Niedrigwasser der Elbe schaffen ein Mosaik aus klein- bis großflächig wechselnden Standortbedingungen. Alte und neu angelegte Flurinnen durchziehen das Gebiet als ein Netz von perennierenden und temporären Gewässern, die zum großen Teil mit verschiedenen Röhrichtbeständen bewachsen sind. Erosion und Sedimentation können ungehindert die Oberflächengestalt des Gebiets formen. In langüberfluteten Geländeabschnitten bilden sich große vegetationsfreie oder von Pioniervegetation bewachsene Flächen aus, die Brut- und Rastvögeln als Nahrungshabitat dienen.

Für die Wiederetablierung geschlossener Weich- oder Hartholzauenwäldern vorgesehene Abschnitte entwickeln sich unter Abwesenheit landwirtschaftlicher Nutzung. Die landwirtschaftliche Nutzfläche gliedert sich in halboffene Weideflächen und offene Mahdflächen, die mit auentypischen Mähwiesengesellschaften bewachsen sind. Die Weideflächen bilden „weiche“, parkartige Übergänge zwischen den Wald- und Offenlandbereichen, in denen Gehölzkomplexe inselartig verteilt sind.

Im Sinne der Erreichung des angestrebten Zustands für das Grünland könnte das Leitbild wie folgt untersetzt werden (Umweltqualitätsziele):

Der überwiegende Teil der Rückdeichungsfläche ist primär für die Wiederherstellung naturnaher Auenwaldkomplexe vorgesehen (vgl. Szenarien). Der geringere Teil der Fläche soll auch weiterhin landwirtschaftlich in Grünlandnutzung bewirtschaftet werden, wobei die bisherige extensive Wirtschaftsweise aufrecht erhalten werden soll.

Auf den landwirtschaftlichen Restflächen sollen auentypische Grünlandgesellschaften wiederhergestellt werden. Gemäß ihrem abiotischen Potential werden wechselfeuchte bis wechselfrische Flächen vorwiegend in Mahd- und (wechselfeuchte bis) wechsellasse als reine Weideflächen bewirtschaftet. Die Weideflächen werden auf Grund des hohen winterlichen Überflutungsrisikos nur in der Vegetationsperiode beweidet.

Flächen, auf denen zusammenhängende Auengehölze wiederhergestellt werden sollen, befinden sich entlang des Altdeiches (bisherige Aufforstungen). Deichnahe Aufforstungsflächen bleiben von der landwirtschaftlichen Nutzung ausgeschlossen. Auf dem restlichen Teil der Fläche, der für die Etablierung von Auenwald vorgesehen ist, sollen sich teils in freier Sukzession spontan standorttypische Gehölze einstellen können und teils durch Beweidung mit geringen Besatzdichten Übergangsbereiche zum Offenland entstehen, die locker mit „Regenerationskomplexen“ aus Sträuchern und Bäumen bestanden sind.

5.2.2 Chancen für die Wiederetablierung auentypischer Grünlandvegetation

Standörtliche Voraussetzungen

Die oben beschriebenen Folgen, die die Deichrückverlegung im Rückdeichungsgebiet nach sich ziehen wird, beschränken die Etablierungschancen von Zielarten und -gesellschaften des Grünlandschutzes.

Seit Ende der 80er Jahre hat sich das Konzept der **Zielarten** zur Erhaltung gefährdeter Arten und ihrer Lebensräume durchgesetzt. Als Zielarten werden solche Arten (Pflanzen und Tiere) ausgewählt, die bestimmte Lebensräume und Biotoptypen repräsentieren und an Hand derer die Wirksamkeit von Naturschutzmaßnahmen kontrolliert werden kann (MEYER-CORDS & BOYE 1999). Alle anderen Arten, die ebenfalls in den Lebensgemeinschaften auftreten, werden gleichsam „im Schlepptau“ der Zielarten mit geschützt, wenn die spezifischen Habitatsprüche der Populationen langfristig gesichert werden (MÜHLENBERG & HOVESTADT 1992).

LEYER (2000) konnte in Untersuchungen an der Mittelelbe zeigen, dass die Grundwasserdynamik neben der Überflutung einen entscheidenden Faktor für die räumliche Verteilung von Grünlandgesellschaften i.w.S. darstellt. Sie wies nach, dass die von der rezenten Aue (= jetziges Deichvorland) über die Altaue (= Deichhinterland) bis zum (natürlichen) Auenrand nachlassende Dynamik das Vorkommen vieler Arten begrenzt. Übertragen auf die Etablierungschancen auentypischer Grün-

landvegetation bedeutet dies, dass die zu erwartende dynamischen Wasserstands- und Aquiferbewegungen allein schon das Spektrum möglicher Zielarten einschränkt.

Für eine Vielzahl von Zielarten der Stromtalwiesen ist weiterhin das Trophieniveau der Böden im Rückdeichungsgebiet ein limitierender Faktor für ihre Ansiedlungschancen. Sie sind auf mesotrophe Standorte angewiesen. HUNDT (1986) wies in diesem Zusammenhang nach, dass die Düngung ganz wesentlich zur Nivellierung der Wiesenstandorte an der Oberen Mittelelbe und ihren Nebenflüssen beigetragen hat, in deren Folge artenarme Bestände aus nitrophilen Ubiquisten meso- bis schwach eutraphente Grünlandarten verdrängen konnten. Da die an Feinerde reichen Auenböden Nährstoffe langanhaltend zu binden vermögen und die Nährstoffgehalte im Elbwasser nach wie vor hoch sind, erscheint es wenig aussichtsreich, auf den ehemals stark gedüngten Nutzflächen durch eine zeitlich begrenzte intensive Entnahme von Phytomasse (Aushagerung) das Auflaufen der gewünschten Arten zu verbessern. Andererseits stellte BISCHOFF (2000a) fest, dass die Keimungs- und Wuchsbedingungen für die Wiesen-Silge (*Silaum silaus*; vgl. Tab. 27) nach zehn Jahren extensivierter Grünlandnutzung, trotz der immer noch erhöhten Nährstoffkonzentrationen im Oberboden, keineswegs schlechter waren als im dauerhaft extensiv bewirtschafteten Grünland. Die geringe Ausbreitungsfähigkeit der Art sei in diesem Fall das Haupthindernis für die Wiederetablierung.

Renaturierungsmaßnahmen am hessischen Oberrhein haben gezeigt, dass nur durch Selbstbegrünung und angepasste Bewirtschaftung ehemaliger Ackerstandorte auch nach 15 Jahren noch nicht zur Zunahme von Cnidion-Zielarten geführt haben (HÖLZEL 2000). Erst das oberflächliche Abschieben der Böden in einer Tiefe von 0,3-0,5 m erwies sich als eine erfolgreiche Methode, um die erforderliche Verringerung des Nährstoffniveaus (bes. Gesamtstickstoff, Phosphat) zu erreichen.

Diasporenvorrat und Diasporeneintrag

Die natürlichen Wiederetablierungschancen für seltene Auengrünland-Arten sind zu einem großen Teil davon abhängig, inwieweit die betreffenden Arten noch im geplanten Rückdeichungsgebiet vorhanden sind oder ob sie aus nahegelegenen Populationen eingetragen werden können. Für ihre Beurteilung sind nach BISCHOFF (2000b) drei Faktoren wesentlich: die artspezifische Geschwindigkeit der Diasporenausbreitung, die Entfernung und die Anzahl der nächstgelegenen Diasporenquellen. Vor allem dann, wenn Nutzflächen zuvor über lange Zeiträume intensiv genutzt wurden, stellen sich standorttypische Pflanzengemeinschaften vielfach auch nach längerer Andauer geeigneter Bewirtschaftung noch nicht ein (BISCHOFF 1996, DRÜCKHAMMER & WRIEDT 1996, ROSENTHAL 1992).

Im geplanten Rückdeichungsgebiet kommen Zielarten (vgl. Tab. 28) nur noch in kleinen Restpopulationen vor. Es ist anzunehmen, dass die bereits in den 1960er Jahren abgeschlossenen Hydromeliorationsmaßnahmen großflächig die Grundwasserstände zu weit haben absinken lassen. Zudem hat die nicht adäquate Bewirtschaftung der Grünlandbestände (Umbruch, Neuansaat, Mäh-weidenutzung) dazu geführt, dass der Diasporenvorrat (und somit ein autochthones Regenerationspotential dieser Arten) im Rückdeichungsgebiet fast vollständig erschöpft ist. Hinzu kommt das geringe Ausbreitungsvermögen der Zielarten (vgl. BISCHOFF 2000a, HÖLZEL 2000, ROSENTHAL 2000) und der seit langem ausgeschlossene hydrochore Verbreitungsweg.

Die mit der breiten Schlitzung des Altdeiches einhergehende Wiederüberflutung wird den Eintrag großer Mengen von Diasporen in das Rückdeichungsgebiet ermöglichen. Nach ROSENTHAL (2000) sind bei der hydrochoren Dispersion, angesichts der nutzungsbedingten Diasporenverarmung der meisten Grünlandstandorte, räumlich benachbarte, noch artenreiche „Quellbiozönosen“ von besonderer Bedeutung. Es ist deshalb wichtig, nahe, obertrom vom geplanten Rückdeichungsgebiet liegende Vordeichareale mit in die Landnutzungskonzepte zu integrieren. Durch angepasstes Bewirtschaftungsmanagement könnten die noch vorhandenen Restpopulationen der Zielarten schon im Vorfeld der Deichrückverlegung so gefördert werden, dass sie Diasporenvorräte aufbauen, aus denen später eine Zuwanderung zur Rückdeichungsfläche erreicht werden kann.

Die Vorhersagen zum Sukzessionsverlauf zeigen günstige Auflaufbedingungen für eingetragene Diasporen, vor allem nach dem Rückgang starker Hochwasser, die Grasnarbe großflächig schädigen. Allerdings müssen diese Arten bei der Etablierung nicht nur mit anderen eingetragenen Dia-

sporen konkurrieren. HÖLZEL (2000) konnte in Renaturierungsversuchen auf ehemaligen Ackerbrachen zeigen, dass der noch vorhandenen Diasporenvorrat in der Hauptsache aus konkurrenzstarken Ruderalarten der Ackerwildkrautflora (R-Strategen) bestehen, die bei Verletzung der Bodenoberfläche in der Lage sind, die konkurrenzschwächeren Grünlandpflanzen zu verdrängen und deren Etablierungschancen zu minimieren. Mit dem Abschieben (s.o.) des Oberbodens wurde die Diasporenbank weitgehend beseitigt und die Auflaufbedingungen der Zielarten verbessert. Auch DRÜCKHAMMER & WRIEDT (1996) fanden, dass die Samenbank der von ihnen untersuchten Feuchtgrünland-Bestände, aufgrund ihrer ungünstigen Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse, für die Wiederherstellung artenreicher Artengemeinschaften ungünstige Voraussetzungen mitbringen.

Neben der hydrochoren Verbreitung ist auch die Ausbreitung durch Weidetiere von großer Bedeutung, und zwar einerseits durch anhaftende (epizoochor; Hufe, Fell) und andererseits durch mit der Nahrung aufgenommene Diasporen (endozoochor; Aufnahme mit dem Futter und Ausscheidung mit dem Kot; umfassende Übersicht in BONN & POSCHLOD 1998a).

BONN & POSCHLOD (1998a,b) weisen darauf hin, dass das Vieh vor der Einführung der Koppelwirtschaft infolge der betriebenen Hutehaltung als „mobiles Vernetzungselement“ zwischen verschiedenen Phytozoenosen fungierte und – sowohl klein als auch großräumig – einen regelmäßigen Diasporenaustausch sicherstellte. Die moderne Landwirtschaft habe den Bewegungsradius der einst sehr mobilen und effektiven Ausbreitungsvektoren meist auf sehr kleine Flächen beschränkt. Es erscheine zudem fraglich, ob die Ausbreitung von Diasporen durch Mähmaschinen einen gleichwertigen Ersatz für die einstige Zoochorie darstellen könne (vgl. auch BAKKER 1989, STRYKSTRA & VERWEIJ 1995).

Wenngleich die Keimungspotenz, d.h. die Anzahl lebensfähiger Diasporen, generell durch die Aufnahme und Darmpassage vermindert wird, so kann die Verdauung die Keimung von Diasporen verschiedener Arten steigern (vgl. BONN & POSCHLOD 1998a). So ermittelten auch LANGHOLZ et al. (2000) bei Rindern und Schafen, die zuvor mit Diasporen von Grünlandarten gefüttert worden waren, diasporenspezifische Passagegeschwindigkeiten von zwei bis sechs Tagen; bei den meisten Arten sind nach dem vierten Tag keine nennenswerten Anteile keimungsbereiter Samen mehr feststellbar. Die Etablierungsraten von im Tierkot enthaltenen Diasporen unter Konkurrenzbedingungen zeigten ebenfalls große Artunterschiede. Die größten Werte wiesen die Leguminosenarten (*Trifolium pratense*, *Medicago lupulina*, *Lotus corniculatus*) auf, während die Diasporen mehrerer anderer Arten, darunter *Daucus carota* und *Leontodon autumnalis*, fast keinen oder gar keinen (*Leucanthemum vulgare*) Etablierungserfolg zeigten. Diese Arten werden vermutlich bevorzugt durch Epizoochorie verbreitet. Die Anzahl keimungsbereiter Samen war in den Kothaufen der Rinder etwa doppelt so hoch wie in denen der Schafe (mögliche Ursachen: unterschiedliche Kauvorgänge, Darmpassage und Milieu im Tierkot). Einschränkend muss hier angemerkt werden, dass im Kot möglicherweise auftretende Dormanzen in den Versuchen nur zum Teil erfasst wurden. Verschiedene Untersuchungen weisen darauf hin, dass für die vollständige Erfassung des Diasporengehalts längere Expositioszeiten sinnvoll erscheinen (BONN & POSCHLOD 1998a).

Die genannten Forschungsergebnisse belegen, dass für die Wiederansiedlung verschiedener Grünlandarten unterschiedliche Transportmedien (Vektoren) erforderlich sind. Sie lassen es sinnvoll erscheinen, Weidetiere als Ausbreitungsvektoren zu nutzen. Durch den Auftrieb auf diasporenreiche Weideflächen (mit Zielarten) zur Fruchtreife und den raschen Umtrieb auf potentielle Etablierungsflächen könnten Diasporen gezielt auf potentielle Standorte transportiert werden.

Potentielle Zielarten der Wiederetablierung von Stromtalgrünland

Die mögliche Auswahl von Zielarten (s. Tab. 28) wird, von den im Rückdeichungsgebiet voraussichtlich herrschenden Standortbedingungen (Wasserhaushalt: Überflutungsdauer, Grundwasserdynamik; Böden: Trophie) begrenzt. Nur solche Arten und Grünlandgesellschaften, für die auf Grund der erwarteten abiotischen Standortqualitäten gute Etablierungschancen bestehen, können

Tab. 28: Zielarten der Wiederetablierung auentypischer Grünlandgesellschaften und ihre Standortansprüche. – Grau unterlegt sind die Pflanzenarten bzw. -gesellschaften, für die auf Grund der erwarteten abiotischen Standortbedingungen im geplanten Rückdeichungsgebiet potentiell gute Wiederetablierungschancen bestehen.

Arten	RL Bbg.	im UG vork.	syntax. Schwer- punkt	Verbrei- tungs- schwer- punkt	Standort				Etablie- rungs- chancen
					Gw-Dy- namik	Über-flu- tung	Nutzung	Trophie	
<i>Cerastium dubium</i>	3	+	Agr-Rum	DV	- - ++	+ - ++	Bew	+	+
<i>Trifolium fragiferum</i>	3	+	Agr-Rum	DH	- - ++	+ - ++	Bew	+	+
<i>Inula britannica</i>	3	+	Agr-Rum	DV	- - ++	+ - ++	Bew	+	+
<i>Mentha pulegium</i> agg.	3	+	Agr-Rum	DV	- - ++	+ - ++	Bew	+	+
<i>Ranunculus sardous</i>	3	+	Agr-Rum	DH	- - ++	+ - ++	Bew	+	+
<i>Veronica scutellata</i>	3	+	Car vulp	DH, Neb.	- - +	+ - ++	Bew	o - +	o
<i>Oenanthe fistulosa</i>	3	+	Car vulp	DH, Neb.	- - +	+ - ++	Bew	o - +	o
<i>Lathyrus palustris</i>	3	-	Poo-Lat	DH, Neb.	- - +	- - +	Mahd	+	o
<i>Cnidium dubium</i>	2	+	Cni-Vio	DV/DH	- - - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Achillea ptarmica</i>	3	+	Cni-Vio	DV/DH	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	3	+	Cni-Vio	DV/DH	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Viola persicifolia</i>	2	-	Cni-Vio	DH, Neb.	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Pseudolysimachia longifolium</i>	3	-	Cni-Vio	DH, Neb.	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Serratula tinctoria</i>	2	-	Cni-Vio	DH, Neb.	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Galium boreale</i>	3	+	Cni-Vio	DV/DH	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Thalictrum flavum</i>	/	+	Cni-Vio	DV/DH	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Scutellaria hastifolia</i>	2	+	Cni-Vio	DH, Neb.	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Allium angulosum</i>	3	-	Cni-Vio	DV/DH	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Gratiola officinalis</i>	3	-	Cni-Vio	DV/DH	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Iris sibirica</i>	1	-	Cni-Vio	DH, Neb.	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Stellaria palustris</i>	3	+	Cni-Vio	DV/DH	- - ++	- - +	Mahd [Bew]	o - +	+
<i>Ranunculus auricomus</i>	3	+	Cni-Vio [San-Sil]	DV/DH	- - ++	- - +	Mahd	o - +	+
<i>Silaum silaus</i>	3	+	San-Sil	DV/DH	- - ++	-	Mahd	o - +	+
<i>Sanguisorba officinalis</i>	3	-	San-Sil	DV/DH	- - ++	-	Mahd	o - +	+
<i>Leucanthemum vulgare</i>	3	+	Leu-Rum	DV/DH	+ - ++	- - - -	Mahd	o - +	+
<i>Campanula patula</i>	3	+	Leu-Rum	DV/DH	+ - ++	- - - -	Mahd	o - +	+
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	/	-	Leu-Rum	DV	+ - ++	- - - -	Mahd	o - +	+
<i>Ranunculus bulbosus</i>	/	-	Leu-Rum [Lol-Cyn]	DV	+ - ++	- - - -	Mahd [Bew]	o - +	+
<i>Leontodon hispidus</i>	3	+	Lol-Cyn [Leu-Rum]	DV	+ - ++	- - - -	Bew [Mahd]	o - +	+
<i>Cynosurus cristatus</i>	3	+	Lol-Cyn	DH	+ - ++	- - - -	Bew	o - +	+
<i>Eryngium campestre</i>	/	+	Dia-Arm [Lol-Cyn]	DV/DH	++	--	Bew [Mahd]	- - o	-
<i>Dianthus deltoides</i>	3	+	Dia-Arm	DV/DH	++	--	Bew [Mahd]	- - o	-
<i>Armeria elongata</i>	/	+	Dia-Arm	DV/DH	++	--	Bew [Mahd]	- - o	-
<i>Ononis spinosa</i>	3	+	Dia-Arm	DV/DH	++	--	Bew [Mahd]	- - o	-
<i>Carex praecox</i>	/	+	Dia-Arm	DV	++	--	Bew [Mahd]	- - o	-
<i>Saxifraga granulata</i>	/	+	Dia-Arm	DV/DH	++	--	Bew [Mahd]	- - o	-

Legende							
Syntax. Schwerpunkt:		Verbreitungsschwerpunkt:		Nutzung:		Trophie:	
Agr-Rum	V Agropyro-Rumicion - Flutrasen	DV	Deichvorland	Bew	Beweidung	+	eutroph
Car vul	Ass. Caricetum vulpinae	DH	Deichhinterland	Mahd	Mahd	o	mesotroph
Poo-Lat	Ass. Poo-Lathyretum palustris	Neb.	Nebenflüsse der Elbe	[]	optional	-	oligotroph
Cni-Vio	Ass. Cnidio-Violetum persicifoliae	Grundwasserdynamik:		Überflutung:		Etablierungschancen:	
San-Sil	Ass. Sanguisorbo-Silaetum silai	++	sehr hoch	++	sehr lang	+	gut
Leu-Rum	Ass. Leucanthemo-Rumicetum	+	hoch	+	lang	o	mittel
Lol-Cyn	Ass. Lolio-Cynosuretum	-	gering	-	kurz	-	gering
Dia-Arm	Ass. Diantho-Armerietum	--	sehr gering	--	sehr kurz		

überhaupt als Zielarten herangezogen werden. Als anthropogener Standortfaktor ist die Flächen-nutzung bei der Beurteilung der Ansiedlungspotentiale nicht von Belang. Sie ist jedoch nach der Deichrückverlegung für die Sicherstellung optimaler Etablierungsbedingungen von größter Bedeutung.

Aufgelistet sind solche Arten, die nach verschiedenen Autoren in den Grünlandgesellschaften vorkommen, die für die Mittelelbe (WALTHER div., REDECKER 1999a,b, EMPEN 1992, HUNDT 1954) und ihre Nebenflüsse (BURKART 1998, HELLWIG 2000, BISCHOFF 2000) typisch und in ihrem Bestand gefährdet sind (vgl. Tab. 12, Kap. 4.1.6). Es handelt sich dabei sowohl um Kennarten als auch um stete Begleiter der Gesellschaften. Sie sind in der Tabelle von oben nach unten in abfallender Reihenfolge ihrer Ansprüche an die Wasserversorgung sortiert. Wechselnasse Standorte sind durch die Gruppe von *Cerastium dubium* bis *Lathyrus palustris* gekennzeichnet, wechselfeuchte Bedingungen durch die von *Cnidium dubium* bis *Sanguisorba officinalis*. Die Gruppe von *Leucanthemum vulgare* bis *Cynosurus cristatus* steht für wechselfrische Standorte, wechselfrische bis halbtrockene Bedingungen sind durch die Arten von *Eryngium campestre* bis zu *Saxifraga granulata* charakterisiert.

Etablierungschancen

Um die Möglichkeit der Wiederetablierung zu bewerten, wurden die Standortansprüche der Vegetationstypen mit den erwarteten Standortveränderungen verglichen, die sich im Zuge der Deichrückverlegung einstellen werden (vgl. Kap. 5.1). Am höchsten wurden Grundwasserdynamik und Überflutungsdauer bewertet, da sie die Wuchsbedingungen eng limitieren und vom Menschen nicht beeinflussbar sind.

Die besten Etablierungschancen bestehen demnach für Arten der Brenndolden- und Silauwiesen sowie der Leucanthemo-Rumiceten. Ebenfalls gute Etablierungschancen besitzen verschiedene eutraphente Flutrasenelemente. Mäßige Chancen bestehen hingegen für *Oenanthe fistulosa*, *Veronica scutellata* und *Lathyrus palustris*, die die erwartete starke Grundwasserdynamik voraussichtlich nicht tolerieren und aus dem Gebiet verschwinden werden bzw. sich nicht etablieren können. Da das Rückdeichungsgebiet gegenwärtig keine hoch gelegenen, sandigen Wuchsorte mit einschließt, ist die Ansiedlung von Arten der Halbtrockenrasen (Diantho-Armerieten) kurzfristig nicht zu erwarten.

Potentielle Wuchsorte

Die Standortansprüche der Arten der Brenndolden-Wiesen (Cnidio-Violetum persicifoliae) liegen zwischen den Standorten der hoch gelegenen Phalarideten- und denen der wechselfeuchten Leucanthemo-Rumiceten, entsprechend Überflutungsdauern zwischen etwa 3 bis 50 Tagen pro Vegetationsperiode. Sie bedecken somit potentiell den weit überwiegenden Flächenanteil der beiden Rückdeichungsvarianten der Szenarien II und III (vgl. Kap. 4.4.2, Abb. 29).

Nach Angaben von WALTHER (1977) leiten die Silgen-Wiesen (Sanguisorbo-Silaetum silai) zu den Leucanthemo-Rumiceten über. Die Charakterarten vertragen nur schwache Überflutungen (BÁLÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ 1969, BURKART & PÖTSCH 1996, EMPEN 1992). Als potentielle Wuchsorte können im geplanten Rückdeichungsgebiet die Standorte der wechselfeuchten Leucanthemo-Rumiceten mit Überflutungsdauern von bis zu 20 Tagen in der Vegetationsperiode angenommen werden. Solche Standorte kommen vor allem im Ostteil des potentiellen Rückdeichungsgebiets vor.

Die aufgeführte Artengruppe mit Verbreitungsschwerpunkt innerhalb der Leucanthemo-Rumiceten kennzeichnet Standorte mit geringer bis sehr geringer Überflutung und starker Grundwasserdynamik. Ihr Vorkommen deckt sich im geplanten Rückdeichungsgebiet mit den als wechselfrischen Leucanthemo-Rumiceten (Überflutungsdauer bis zu 3 Tagen pro Vegetationsperiode) ausgewiesenen Standorten, die in beiden Rückdeichungsszenarien nur eine sehr geringe Fläche einnehmen.

Alle aufgeführten Flutrasenarten (V Agropyro-Rumicion) sind in der Lage, sommerliche Trockenperioden unbeschadet zu überstehen. Ihr potentielles Vorkommen im Rückdeichungsgebiet unterliegt daher voraussichtlich keinen abiotischen Beschränkungen. Wie groß die potentiellen Flächenanteile sein werden, die von Flutrasen eingenommen werden, hängt von der Bewirtschaftung und von der Dynamik des Wasserzu- und -abflusses ab (vgl. Kap. 4.4.2).

Begrenzend für die Ansiedlung mancher Zielarten könnten sich insofern die erwarteten Schwankungen des Grundwasserstands im Jahresverlauf auswirken. Als Maß für deren Dynamik führt LEYER (1999) die Standardabweichung des mittleren Grundwasserstands an. Im rezenten Deichhinterland erreicht dieser Parameter etwa zwischen 0,45 m (vgl. Abb. 48; deichferne Standorte) und 0,8 m (deichnahe Standorte) und liegt damit im Bereich der Werte, wie sie im Deichvorland erreicht werden. Im Gegensatz zum Deichvorland sind die Schwankungsamplituden jedoch erheblich geringer. Wie Abbildung 47 an Hand von ausgewählten Geländepunkten zeigt, wird die Grundwasserdynamik nach der Deichrückverlegung stark zunehmen. Im Mittel wächst die Standardabweichung um 0,27 auf 0,92 m und die Schwankungsamplitude von 2,84 auf 3,25 m an. Der mittlere Grundwasserspiegel steigt gleichzeitig um 18 cm an. Zusammenfassend kann also gesagt werden, dass zwar im Mittel feuchtere Bedingungen bzw. ein geringerer Grundwasserflurabstand erreicht werden, dass aber die Dynamik, also der Wechsel zwischen trockenen und nassen Perioden, die Wuchsbedingungen der Grünlandbestände beherrschen und deren Vorkommen beeinflussen wird.

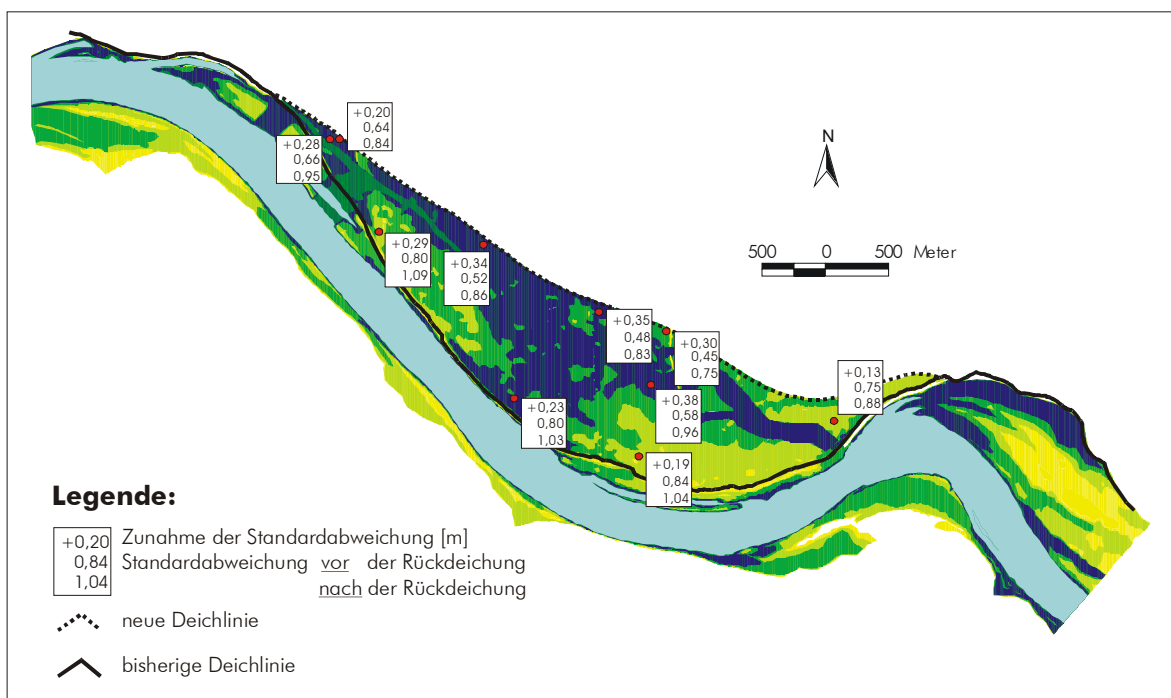


Abb. 48: Veränderungen in der Grundwasserdynamik am Beispiel der kleinen Rückdeichungsvariante (Szenario II). – An den ausgewählten Geländepunkten steigt der Grundwasserspiegel durch die Deichrückverlegung im Jahresmittel um 18 cm an. Die Grundwasserdynamik, hier ausgedrückt als Standardabweichung, nimmt gleichzeitig erheblich zu, so dass das Vorkommen von Grünlandgesellschaften durch den dynamischen Wechsel von Trockenheits- und Vernässungsperioden begrenzt sein wird. (Datengrundlage: MONTENEGRO et al. 1999d)

Die im geplanten Rückdeichungsgebiet vorherrschenden trophischen Verhältnisse sind für die Wiederetablierung der Zielarten als günstig einzuschätzen. Infolge der bereits seit 1989 andauernden extensiven Bewirtschaftung sind die Oberböden im Deichhinterland relativ nährstoffarm (GAUß-MANN et al. 1999, unveröff.). Die Böden weisen i. d. R. geringe Phosphat- und Stickstoffgehalte sowie geringe bis mittlere Kaliumkonzentrationen auf (Klassifikation nach HYDRO AGRI DÜLMEN 1993). Nach der Deichöffnung wird es mit dem Elbwasser zu Nährstoffeinträgen kommen. Die Nährstoffkonzentrationen im Elbwasser haben sich nach Untersuchungen von SCHWARTZ et al. (1999c) infolge der verstärkten Bemühungen um die Wasserreinhaltung seit 1991 wesentlich verringert und zeigen gegenwärtig, wenngleich auf erhöhtem Gehaltsniveau, wieder eine natürliche jahreszeitliche Dynamik.

Bewirtschaftung

Da fast alle der in Tabelle 28 aufgelisteten Arten obligat an eine Bewirtschaftungsform gebunden sind, können die aufgezeigten Potentiale nur ausgeschöpft werden, wenn für eine dauerhafte und gleichbleibende Bewirtschaftung der entsprechenden Flächen gesorgt wird. Dafür sollte die bisher praktizierte Mähweidenutzung durch eine Dauerweide- oder Dauermahdnutzung abgelöst werden. Alle wechselfeuchten bis wechselfrischen Teile des Rückdeichungsgebiet sollten als Mähwiesen und alle wechsellassen Abschnitte als Weiden (mit geringen Besatzdichten) genutzt werden (s. folgendes Kapitel).

KOWARSCH et al. (2000) und FRICKE et al. (2000) haben bei Ansaatversuchen in bestehenden Grünlandbeständen nachgewiesen, dass eine anfängliche Nutzungsintensivierung nach der Ausbringung der Diasporen die Keimungsetablierung der meisten untersuchten Grünlandarten erheblich fördert. Die Art der Nutzung, Beweidung oder Schnitt, erwies sich dagegen als sekundär. KOWARSCH et al. (ebd.) beobachteten zudem, dass Verletzungen der Bodenoberfläche (0,25 m² große vertikutierte Flächen) imstande sind, die Keimungsetablierung wesentlich zu erhöhen (vgl. auch HOFMANN & ISSELSTEIN 2000a,b).

5.2.3 Konkrete Maßnahmen für die Wiederherstellung autotypischer Grünlandgesellschaften

Angepasste Flächenbewirtschaftung

Abbildung 49 fasst zeitlich gestaffelte Maßnahmen zusammen, die dazu geeignet sind, die Restitution autotypischer Grünlandgesellschaften in der Etablierungs- und Stabilisierungsphase zu fördern. Grundsätzlich zielen die Maßnahmen darauf hin, das Diasporenpotential im Rückdeichungsgebiet zu fördern und die Konkurrenzverhältnisse zu Gunsten der kleinwüchsigen und weniger konkurrenzstarken Grünlandarten zu verschieben.

- Diasporenbank in Quellbiozönosen vergrößern: Räumlich bietet sich hierfür die unmittelbar oberstrom vor dem Rückdeichungsgebiet liegenden Vordeichflächen an. Über die kurze Distanz zum Rückdeichungsgebiet wird die Konzentration ausgeschwemmter Diasporen kaum verringert. Auf der gleichen Stromseite liegende Diasporenquellen sind dabei hydraulisch begünstigt; vor allem bei hohen Wasserständen werden die Diasporen vom Fluss deichnah transportiert. Dies erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass sie durch die nächstliegenden Deichschlitze in das Rückdeichungsgebiet gelangen können.

Im vorliegenden Fall bietet sich der Lütkenwischer Werder an. Hier kommen z.B. noch Restpopulationen von *Cnidium dubium*, *Galium boreale* und *Lychnis flos-cuculi* vor.

Durch eine veränderte Bewirtschaftung könnte zudem erreicht werden, dass sich weitere Zielarten zunächst hier etablieren und einen Diasporenpool aufbauen. Nach historischem Vorbild erscheint dazu eine zweischürige Mahd mit langer Nutzungsruhe zwischen den Schnittterminen am ehesten geeignet (vgl. Kap. 4.3). Der erste Schnitt sollte zwischen Mitte Mai und Anfang Juni liegen, gefolgt von einer mindestens zwölfwöchigen Nutzungsruhe. Der zweite Schnitt sollte bei Fruchtreife der erwünschten Zielarten stattfinden; in der Regel ist dies nicht vor Anfang September der Fall. Um ein weitestgehendes Ausstreuen der Diasporen zu gewährleisten, sollte das Mähgut als Heu genutzt und nicht siliert werden.

Um die Wiederbesiedlungschancen zu vergrößern, sollte die Förderung von Beständen, die potentiell als Diasporenquellen fungieren können, der Vollendung der Rückdeichungsmaßnahme möglichst weit vorausgehen und auch danach fortgeführt werden.

- Einbringen von Diasporen in das Rückdeichungsgebiet:

Um den Reproduktionserfolg und intraspezifische wachstumsfördernde Effekte (wichtig für konkurrenzschwache Arten) sicherzustellen, ist der punktuellen Ausbringung von Diasporen generell der Vorzug vor deren flächiger Verteilung zu geben. Wiederholungen verbessern den Etablierungserfolg und sollten so lange fortgeführt werden, bis sich tragfähige Populationen ausgebildet haben.

- hydrochor: Wie bereits beschrieben, wird der hydrochore Eintrag von Diasporen durch die Öffnung des Altdeiches sichergestellt. Je tiefer und breiter die Deichschlitzung erfolgt, desto mehr Wasser und mitgeführte Diasporen gelangen ungehindert auf die Rückdeichungsfläche. Die Menge eingetragener Diasporen ist unmittelbar vom Überflutungsgeschehen der Elbe abhängig.

Da der Transport nicht aufschwimmender Diasporen im Zusammenspiel von Absinken und Resuspension durch die Wasserbewegung erfolgt, ist zu erwarten, dass die Strömungsgeschwindigkeiten während der Hochwasser eine bedeutende Rolle für die Ausbreitungsfähigkeit verschieden großer Diasporen hat. Speziell an die Wasserverbreitung angepasste Pflanzenarten besitzen schwimmfähige Diasporen, die sich in großer Anzahl im Getreibsel ansammeln (VOGT 2001). Die nach Rückgang eines Hochwassers zurückbleibenden Spülsäume sollten deshalb möglichst auf der Rückdeichungsfläche verbleiben und nur im Falle, dass sie der Landbewirtschaftung entgegen stehen, verstreut werden.

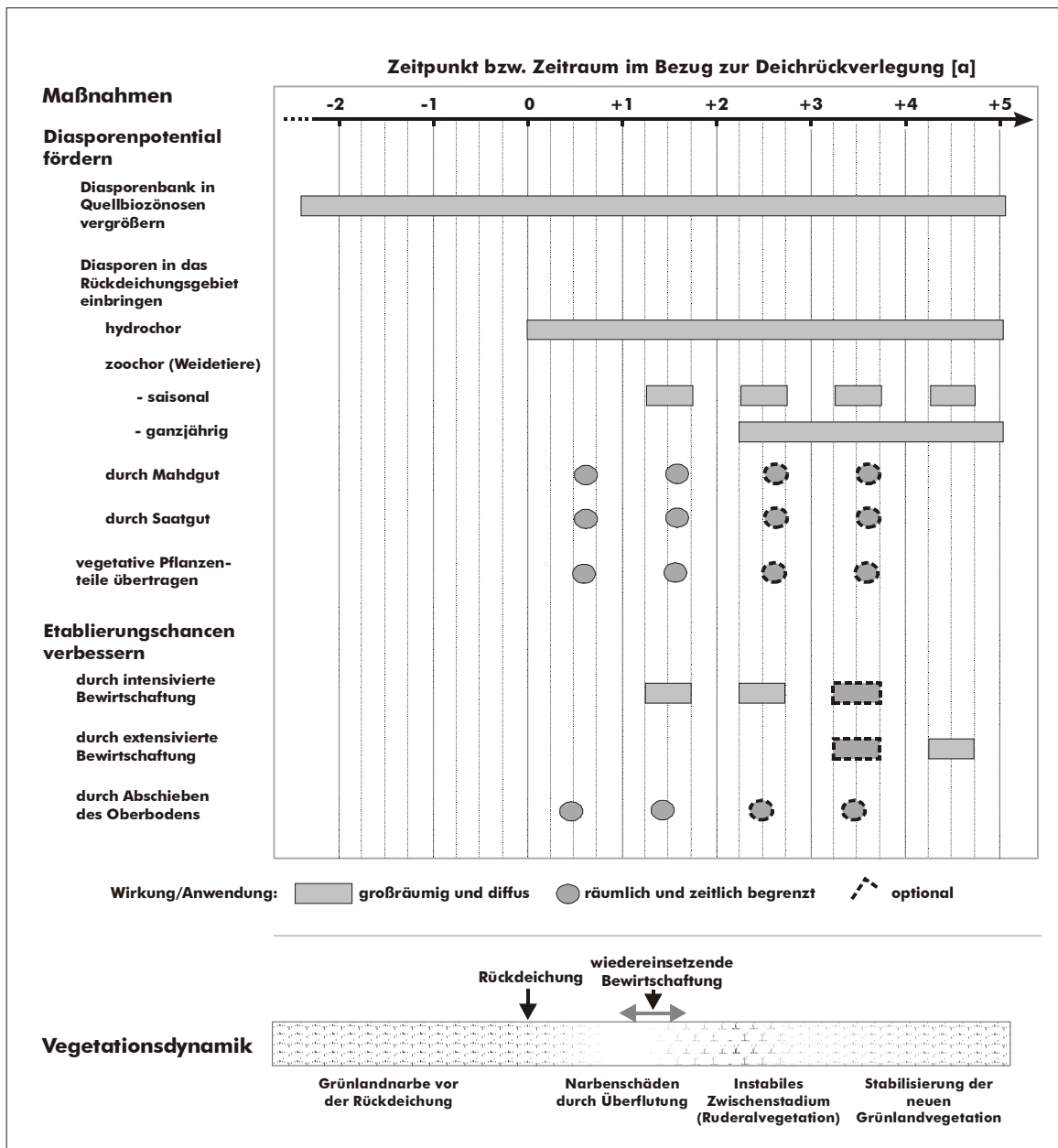


Abb. 49: Maßnahmen zur Restitution auentypischer Grünlandarten und -gesellschaften im zeitlichen Bezug zur Deichrückverlegung (auf der Zeitleiste bei Punkt Null). – Die Durchführung der Maßnahmen muss größtenteils räumlich und zeitlich an das Sukzessionsgeschehen angepasst erfolgen. Sämtliche Zeitpunkte bzw. -räume sind vom Überflutungsgeschehen abhängig und lassen sich deshalb nicht vorhersagen. (Zum besseren Verständnis sind die potentielle Vegetationsdynamik und die davon abhängige Bewirtschaftung der Flächen mit dargestellt.) Weitere Anmerkungen im Text.

- zoochor: Die Ausbreitung der erwünschten Pflanzenarten mit Tieren kann am ehesten durch ein angepasstes Beweidungsmanagement erfolgen. Die Tiere dienen dabei als Transportmittel zwischen der Quelle und dem Ausbringungsort der Diasporen; in der Hauptsache wird der Transport endozoochor erfolgen. „Reife“ Pflanzenbestände sollten dabei möglichst konzentriert beweidet und die Tiere, bevor die Darmpassage abgeschlossen ist, auf die Zielflächen verbracht bzw. geführt werden. Vor allem in der Anfangsphase der Sukzession bietet sich dafür die Hutehaltung an. Sobald die Vegetation im Rückdeichungsgebiet ausreichend Futter bietet, ist auch an die Einrichtung großflächiger Standweiden zu denken, die sowohl Quell- als auch Ausbringungsflächen enthalten. Zeitlich sind in Bezug auf die Weideführung vielfältige Lösungen denkbar:
 - Tag-Nacht-Wechsel: Schafthutung in den Quellgebieten bei Tag, Koppelung auf Ausbringungsflächen bei Nacht oder Portionsweide im Wechsel zwischen beiden Gebieten; während der Vegetationsperiode
 - mehrtäglicher Wechsel zwischen Quell- und Ausbringungsflächen in Form von Umtriebsweiden; während der Vegetationsperiode
 - großflächige Standweiden: freier Ortswechsel der Weidetiere zwischen Quell- und Ausbringungsflächen; ganzjährig
- durch Mahdgut: Erfahrungen bei der Restitution von Auengrünland am Oberrhein haben gezeigt, dass die Einbringung von Diasporen mit schnittreifem Mahdgut (Ernte des zweiten Aufwuchses im September; autochthones Pflanzenmaterial; schichtweiser Auftrag auf die vorgesehenen Flächen; vgl. HÖLZEL 2000) die Wiederetablierung von Zielarten wirksam fördern kann.

Durch den flächigen Abtrag von Oberboden von 0,3 bis 0,5 m (Reduktion des Nährstoffstatus; Konkurrenzmindern durch weitgehende Beseitigung des Diasporenvorrats) konnte der Auflauf Erfolg noch wesentlich gesteigert werden. Aus landwirtschaftlicher Sicht ist die großflächige Anwendung dieses Verfahrens in Hinsicht auf die Bewirtschaftbarkeit kritisch zu bewerten, denn die Absenkung der Bodenoberfläche erhöht das Überflutungs- und das Erosionsrisiko und führt möglicherweise zu verminderten Phytomasseerträgen. Es ist daher zu prüfen, ob der Etablierungserfolg an den Ausbringungsorten verbessert werden kann, indem entweder nur bis in geringe Tiefen abgeschoben wird oder aber die Bodenoberfläche nur durch Fräsen oder Eggen aufgebrochen wird.

Abgesehen von der beschriebenen Oberbodenabschiebung sind die Keimungs- und Etablierungschancen besonders dann günstig, wenn die Grasnarbe infolge Überflutung teilweise oder ganz abgestorben ist. Mögliche Diasporenquellen befinden sich vor allem im Auengrünland der niedersächsischen Nebenflüsse (Seege, Aland) sowie in den Pevestorfer Wiesen gegenüber dem geplanten Rückdeichungsgebiet (vgl. EMPEN 1992, HELLWIG 2000).

- durch Saatgut: Diasporen können ebenfalls durch direkte Aussaat eingebracht werden. Wie bei der oben beschriebene Methode ist es für den Auflauf Erfolg von Vorteil, wenn die Konkurrenzverhältnisse durch begleitende Maßnahmen verbessert werden (s.o.).
- durch vegetative Pflanzenteile: Pflanzenarten, die sich nur schwach über Diasporen ausbreiten lassen bzw. geringe Keimungserfolge zeigen (z.B. *Cnidium dubium*; vgl. HÖLZEL 2000), lassen sich über vegetative Pflanzenteile etablieren.
- Bewirtschaftung des Rückdeichungsgebiets: Neben der direkten Einbringung von Diasporen der Zielarten ist die Art und Intensität der Bewirtschaftung ein wesentlicher Faktor, um die Etablierung von Zielarten zu steuern. Angepasst an das Sukzessionsgeschehen sollte die Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Nutzflächen in zwei Phasen gestaffelt erfolgen:
 1. Die Etablierungsphase bietet konkurrenzstarken Ruderalarten (R-, und SR-Strategen; Thero-phyten) optimale Keimungs- und Wachstumsbedingungen. Sie sind in der Lage, konkurrenzschwächere Arten, zu denen die Zielarten (v.a. CS- oder CSR-Arten) gehören, zu überwachsen und zu verdrängen (Licht- und Nährstoffkonkurrenz). Im Gegensatz zu den Grün-

landarten ist ihre Regenerationskraft gering, d.h. mit dem gezielten Einsatz landwirtschaftlicher Nutzung lässt sich das Konkurrenzgleichgewicht zu Gunsten der Grünlandarten verschieben. Am ehesten dazu geeignet ist die Mahd, da sie die assimilierenden Pflanzenteile kurz über dem Erdboden abtrennt und vollständig entnimmt. Pflanzen, deren Speicherorgane unterhalb der Schnitthöhe bzw. im Boden liegen (Hemikryptophyten, Geophyten) erhalten dadurch einen Selektionsvorteil.

Im Fall, dass der Boden zu feucht ist oder wegen einer noch nicht geschlossenen Vegetationsdecke einer Befahrung nicht standhält, bietet sich alternativ die Beweidung der Flächen an. Um einen ähnlichen quantitativen Effekt auf den Pflanzenbestand zu erzielen, sollte die Beweidung kurzzeitig und in hohen Besatzdichten als Portions- oder Umtriebsweide (kurze Intervalle) erfolgen. Der Viehtritt beschädigt in diesem Fall die vorwiegend nicht trittfesten Ruderalarten und schafft Bestandslücken, in denen günstige Keimungsbedingungen herrschen (sog. „safe sites“).

Die Nutzungsintensität sollte anfänglich über der späteren dauerhaften Bewirtschaftung liegen (zwei- bis dreischürige Mahd oder mehrfache jährliche Beweidung). Um die Ruderalarten am Ausstreuen ihrer Diasporen zu hindern, sollte der (erste) Erntezeitpunkt rechtzeitig vor der Fruchtreife liegen und das Mahdgut zur Silierung verwendet werden. Die Nutzungsruhe zwischen dem ersten und dem zweiten Bewirtschaftungstermin sollte ausreichen, damit die Zielarten fruchten und ihre Diasporen ausstreuen können. Der Heuwerbung ist in dieser Hinsicht am zweiten Nutzungstermin der Vorrang zu geben.

2. Unter dem Selektionsdruck der Bewirtschaftung stabilisieren sich standortangepasste Grünlandbestände. Abhängig vom Vegetationstyp sollte nun die Bewirtschaftungsintensität u.U. verringert und auf die endgültige Bewirtschaftungsform (früher erster Beweidungstermin, lange Nutzungsruhe von mindestens 12 Wochen) umgestellt werden. In Hinsicht auf die Verwendung des Mahdgutes gilt auch hier, dass der erste Aufwuchs als Silage oder Heu, der zweite Aufwuchs jedoch in jedem Fall als Heu konserviert werden sollte. In der Regel sollten Wiesen zweischürig genutzt werden, wuchsstarke Phalarideten u.U. auch dreischürig.

Die Beweidung sollte aus vegetationskundlicher Sicht möglichst als großflächige Standweide oder Umtriebsweide mit langen Intervallen und in geringen Besatzdichten erfolgen.

Die genannten Maßnahmen gelten in ihrer Mehrzahl auch, wenn es nicht zu einer Deichrückverlegung kommen sollte (= Szenario 0). Um die heutige Bestandsituation autotypischer Grünlandarten zu verbessern, wird es notwendig sein, das Entwässerungsmanagement des Untersuchungsgebiets grundlegend zu verändern. Es sollte das Ziel sein, dauerhaft höhere Grundwasserstände sicherzustellen und deren Schwankungen im Jahresverlauf möglichst gering zu halten.

Flexibilisierung von Auflagen durch den Vertragsnaturschutz

Die angestrebten Entwicklungsziele für das Grünland sind nur dadurch zu erreichen, dass die Bewirtschaftungstermine im Vertragsnaturschutz flexibler gestaltbar und Bewirtschaftungsdetails festschreibbar sind. Dies betrifft

- den Zeitpunkt des ersten jährlichen Bewirtschaftungstermins,
- die Nutzungshäufigkeit,
- die Dauer der Nutzungsruhe zwischen den Nutzungsterminen,
- die Art der Bewirtschaftung (nur Mahd, nur Beweidung oder Mähweide),
- die Form des Konservats (Heu, Silage),
- die Viehbesatzdichten und
- die Schnitthöhen.

Durch die Flexibilisierung der Bewirtschaftsauflagen, insbesondere durch die Vorverlegung der Mahdtermine, kann es zu Konflikten zwischen den Zielen des Floren-(Grünland) und des Faunen-

(bes. Limikolen)schutzes kommen. Diese lassen sich jedoch durch rechtzeitige Bestandsaufnahmen der wiesenbrütenden Vogelarten (darunter sind im Untersuchungsgebiet z.B. Großer Brachvogel, Rotschenkel, Bekassine, Kiebitz und Wachtel) minimieren. In Anbetracht der heutigen Bewirtschaftung, die zu einer gleichzeitigen vollständigen Phytomasseentnahme auf zusammenhängenden Flächen von bis zu 50 ha Größe führt, kann eine Diversifizierung der Nutzungsformen und -zeitpunkte dazu beitragen, ein kleinräumigeres Mosaik verschieden hoher Grünlandbestände und damit geeignete Habitate für die Jungenaufzucht sicherzustellen.

Ermittlung von landwirtschaftlichen Nutzungspotentialen

Um zu einer für den Naturschutz und die Landwirtschaft befriedigenden Verteilung von Vorrangflächen und deren konkreter Festlegung zu kommen, muss neben dem standörtlichen Entwicklungspotential (s.o.) auch das landwirtschaftliche Nutzungspotential bewertet werden. Hierin gehen u.a. Größen wie die Erreichbarkeit der Flächen, das Überflutungsrisiko und die potentiellen Flächenerträge der Bewirtschaftungseinheiten ein (vgl. GAUßMANN 2001, GAUßMANN & HEINKEN 2001). Für den Diskussionsprozess ist es sinnvoll, die Ziele der verschiedenen Interessengruppen in Form von Leitbildern zu bündeln (vgl. Kap. 5.2.1).

6. Ausblick

Deichrückverlegungen im Einzugsgebiet der Elbe

Die Deichbrüche beim Oderhochwasser im Sommer 1997 haben gezeigt, welche Folgen Hochwasserereignisse an großen Flusströmen haben können, die ihrer natürlichen Auen beraubt worden sind. Dieses Hochwasser hat uns auch die mögliche Wasserstandsdynamik und ihre formende Kraft auf die Vegetation vor Augen geführt: die rasch einfließenden Wassermassen ließen Gehölz- und Grünlandvegetation großflächig absterben – nach Rückgang des Hochwassers entstand erneut Raum für Besiedlung und wieder beginnende Sukzession.

Das "Jahrhundert-Hochwasser" an der Oder machte zudem deutlich, dass die bisher praktizierten wasserbaulichen Maßnahmen nicht vollständig vor einer Überflutung, z. T. auch dicht besiedelter, Gebiete entlang der Flüsse schützen können. Deswegen wird über Alternativen des Hochwasserschutzes nachgedacht, wie z.B. Deichrückverlegungen (vgl. Einleitung). Der überwiegende Teil der Deichrückverlegungen konzentriert sich auf die Mittel- und Unterläufe der großen Ströme, besonders an Elbe und Rhein. Rückdeichungen sollen vor allem an den Flußabschnitten durchgeführt werden, die in ihrer natürlichen Flussdynamik durch Eindeichung, Melioration oder Einengung des Fließquerschnitts stark gestört sind. Denn gerade dort sind potentiell die größten Hochwasserschäden zu erwarten.

Allein an der Mittel- und Unterelbe zwischen den Elbe-km 270 (Einmündung der Saale) und 550 (Wehr Geesthacht) sind derzeit 19 Deichrückverlegungen geplant bzw. in der Umsetzungsphase; ihre Gesamtfläche beträgt rund 32.000 ha (IHRINGER et al. 2000). Durch die Vorhaben wird das derzeitige Wasserrückhaltevermögen der Elbaue, der "Retentionsfläche" (derzeit ca. 83.700 ha), um ca. 38% vergrößert. Gemessen an der natürlichen Auenfläche (etwa 617.200 ha; vgl. JÄHRLING 1998) resultiert daraus aber nur ein geringer Zuwachs von etwa 5 %. In ihrer Summe haben die bisher geplanten Rückdeichungsgebiete – wegen des freien Zu- und Abflusses bei Hochwässern "ungesteuerte Retentionsflächen" genannt – in ihrer Gesamtheit für den Hochwasserschutz potentiell einen relativ geringen Effekt (SIMON & BÜCHELE 2000).

Daneben wird auch an die Einrichtung weiterer sog. "gesteuerter" Retentionsflächen, d.h. bei Bedarf flutbarer Polderflächen, gedacht, wie sie schon vielfach entlang der Elbe bestehen. Diese Flächen wären in der Lage, größere Hochwasserereignisse besser abzufangen als die "ungesteuerten" Rückdeichungsflächen – v.a. durch die Kappung von Hochwasserspitzen und die Abflachung der Hochwasserwellen. Rückdeichungsgebiete ohne Einlaufbarrieren führen nur lokal zu Absenkungen des Wasserspiegels. SIMON & BÜCHELE (2000) betonen, dass durch die Kombination von gesteuerten und ungesteuerten Maßnahmen Vorteile sowohl für den Hochwasser- als auch für den Naturschutz erwartet werden können.

Die Deichrückverlegung im Biosphärenreservat "Flusslandschaft Elbe – Brandenburg"

Die geplante Deichrückverlegung im Gebiet des ehemaligen Naturparks Elbtalaue (heute Teil des länderübergreifenden Biosphärenreservats "Flusslandschaft Elbe"), die Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist, ist naturschutzfachlich als besonders wertvoll zu bewerten. Nach NEUSCHULZ & PURPS (2000) ist in Anbetracht des derzeitigen Planungsstadiums mit der Flutung des Rückdeichungsgebiets etwa im Jahr 2005 zu rechnen.

Im Fall der Rückdeichung Lenzen-Wustrow entstehen allein für den Bau des neuen Deiches Kosten von ca. 22 Mio. DM, die zur einen Hälfte aus Mitteln des Landes Brandenburg für den Hochwasserschutz stammen (eine Deichrekonstruktion ist ohnehin vorgesehen) und deren zweite Hälfte sich die Vorhabenträger aus anderen Quellen, wie z. B. dem Bund, den Naturschutzverbänden und Stiftungen erhoffen (NEUSCHULZ & PURPS 2000). Die bereits getätigten Investitionen für den Flächenankauf, hydraulische Gutachten und die Pflanzung von Auenwaldinitialen sind zum überwiegenden Teil von der Europäischen Union (EU-Life-Programm) finanziert worden (vgl. NEUSCHULZ & LILJE 1997).

Über die Umsetzung des Projekts hinaus werden zu den genannten Fixkosten weitere Aufwendungen – vornehmlich für Unterhaltungsmaßnahmen (Pflege, Vertragsnaturschutz) – hinzukommen. Hier setzen neue Konzepte für den Naturschutz an: durch eine Minimierung des personellen und finanziellen Aufwands sollen die Folgekosten für große Naturschutzvorhaben unter gleichzeitiger Erreichung der naturschutzfachlichen Ziele verringert werden. Die vorliegende Arbeit leistet einen Beitrag zur Umsetzung dieses Konzeptes. Auf der Basis der vegetationskundlichen Untersuchungen wurden weitere ertragskundliche (GAUßMANN 2001) und sozioökonomische Analysen (NEUBERT et al. 2000) angestellt.

Weitere wissenschaftliche Untersuchungen

Die "Endstadien" der Grünlandsukzession im Untersuchungsgebiet lassen sich aufgrund des vorhandenen umfangreichen Datenmaterials, vor allem zu den wichtigen abiotischen Standortfaktoren, und großflächiger Vegetationskartierungen, gut vorhersagen (vgl. Kap. 4.4.3). Die Prüfung der Vorhersagegenauigkeit an Hand des bestehenden Vegetationsmosaiks im Deichvorland ist in dieser Form noch nicht dokumentiert worden.

Endgültige Gewissheit darüber, wie exakt das vorgestellte Modell Vegetationsveränderungen im Grünland vorhersagt, kann nur durch die wissenschaftliche Begleitung der Umsetzung der Rückdeichung überprüft werden. Hierbei besteht die Möglichkeit, Sukzessionsvorgänge direkt, d.h. zeitlich und räumlich differenziert, zu verfolgen und diese Erkenntnisse in Modelle sowie andere Rückdeichungsverfahren einfließen zu lassen. Die Untersuchungen, die die Rückdeichung begleiten, sollten sowohl vegetationskundliche Aufnahmen als auch Ertragsuntersuchungen zu Aufwuchsquantitäten und -qualitäten mit einschließen. Aus landwirtschaftlicher Sicht sind die instabilen Zwischenstadien aus Ruderal- und Schlammlurenelementen sowie Sukzessionsstadien mit Weichhölzern (*Salix* spp.) interessant, denn Analysen zur Futterqualität dieser Vegetationstypen liegen, die zwischenzeitlich erhebliche Flächenanteile im Rückdeichungsgebiet einnehmen können, liegen bisher nicht vor. Die Frage, ob diese Aufwüchse verfüttert werden können und welche Tierleistungen damit realisiert werden können, wird in der Diskussion zwischen Naturschutz und Landwirtschaft eine wichtige Stellung einnehmen.

Auch das Potential des Rückdeichungsgebiets für die Wiederetablierung gefährdeter Grünlandgesellschaften kann wegen des kurzen Bearbeitungszeitraums für die Nutzungsversuche und die starke Artenverarmung der beschriebenen Bestände nicht abschließend beurteilt werden. Bei dem derzeitigen, relativ geringen Kenntnisstand zur Praxisausganglichkeit möglicher Maßnahmen ist es sinnvoll, die skizzierten Optionen umzusetzen und wissenschaftlich zu begleiten. Dies betrifft auch die vegetationskundlichen Auswirkungen der avisierten Schaffung halboffener Weidebereiche, die durch eine sehr geringe Besatzdichte verschiedener Großherbivore erreicht werden soll und zu der andersorts bereits großflächige Versuche begonnen haben (vgl. Einleitung).

Von großer Bedeutung für das Verbundprojekt, in dem die vorliegenden Untersuchungen stattfanden, war die Frage, inwieweit die Ergebnisse aus dem Untersuchungsgebiet auf andere Abschnitte der Elbe übertragbar sind. Um die Ergebnisse auf andere Rückdeichungsprojekte übertragen zu können, sollten weitere benachbarte Abschnitte der Elbe untersucht und eine größere Anzahl von Parametern (v.a. zur Wirkung verschiedener Bewirtschaftungsformen auf die Vegetation) einbezogen werden. Die Daten sollten mit den vielfältigen, bisher an der Elbe durchgeführten Grünlanduntersuchungen (vgl. LEYER 1999, 2000, REDECKER 1999a,b, WALTHER div.) zusammengeführt und in ökologische Modelle integriert werden. Mit Hilfe von Modellen, die auf der Basis multivariater Analysen (z.B. FUCHS & PETER 1999, VAN DE RIJT et al. 1996) entwickelt werden, sollten Zusammenhänge und Bedeutung von Standortfaktoren weitergehend geprüft werden. Aus diesen sollten vereinfachte Modelle entwickelt werden, die kostengünstig und praxisbezogen die Prognose von Vegetationsveränderungen zulassen. Die Datengrundlagen dafür sind bereits vorhanden: Abflussstatistiken, Profilschnitte (Schlüsselkurven) und Digitale Geländemodelle (DGM) wurden von der Universität Karlsruhe zusammengestellt und liegen für den deutschen Elbeabschnitt fast lückenlos vor (IHRINGER et al. 2000).

7. Literatur

- AG BODEN 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung. - 392 S., Hannover.
- ALECHIN, W. 1927: Die Alluvionen der Flusstäler in Russland. - Rep. spec. nov. regni veg., Beih. **47**: 79 S.
- Arbeitskreis Bodensystematik 1998: Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. **86**: 180 S.
- ARMSTRONG, W. 1979: Aeration in higher plants. - In: Woolhouse, H.W.: Advances in botanical research **7**: 226-332, Acad. Press, London.
- BAKKER, J.P. 1989: Nature management by grazing and cutting. - 400 S., Kluwer, Dordrecht, Niederlande.
- BAKKER, J.P. & Y. DE VRIES 1985a: Über die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden. - Natur u. Landschaft **60**, **7/8**: 292-296.
- BAKKER, J. & Y. DE VRIES 1985b: The results of different cutting regimes in grassland taken out of the agricultural system. - Münstersche Geogr. Arb. **20**: 51-58.
- BÁLÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ, E. 1968: Grundwasserganglinien und Wiesengesellschaften – Vergleichende Studien der Wiesen aus Südmähren und der Südslowakei. - Acta sc. nat. Brno **2**, **2**: 1-37
- BASTIAN, O. 1999: Landschaftsfunktionen als Grundlage von Leitbildern für Naturräume. - Natur u. Landschaft **74**, **9**: 361-372.
- BAW 1997: Gutachten über hydraulische Untersuchungen der Rückdeichung Lenzen. - Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), Auftrags-Nr. 95640051, unveröff.
- BEGON, M., HARPER, J.L. & C.R. TOWNSEND 1991: Ökologie – Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. - 1024 S., Birkhäuser, Basel, Schweiz.
- BERTSCH, W., FUCHS, E., GIEBEL, H. & M. RINK 1998: Auswirkungen von Flusswasserstandsänderungen aus das Ökosystem der Flussaue. - Beitrag zur Fachtagung 'Zukunft der Hydrologie in Deutschland' vom 19.-21.01.1998, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BISCHOFF, A. 1996: Vegetations- und Populationsdynamik in N-belasteten Agrarökosystemen nach dem Übergang zu einer extensiveren Nutzung. - Diss. Bot. **268**: 184 S.
- BISCHOFF, A. 2000a: Dispersal and re-establishment of *Silene silaus* (L.) in floodplain grassland. - Basic and Applied Ecology **1**, **1**, im Druck.
- BISCHOFF, A. 2000b: Untersuchungen zur Wiederbesiedlung von Agrarökosystemen nach Nutzungsextensivierung am Beispiel von Pflanzenarten des Auengrünlandes. - Schr.-R. Agrarspektrum **31**: 108-120.
- BLASCHKE, T. 1996: GIS-Einsatz in Analyse und Bewertung – Grundsätzliche Überlegungen und Fallstudie an der Salzach. - Natursch. u. Landschaftspl. **28**, **8**: 243-248.
- BLÁZKOVA, D. 1971: Zu den phytozönologischen Problemen der Ass. *Caricetum gracilis*. - Folia Geobot. Phytotax. **6**: 43-80.
- BLEYEL, B. 1999a: Hydraulisch-morphologische Untersuchungen der Rückdeichung Lenzen am Beispiel des zweidimensionalen numerischen Modells. - Tagungsband der Fachtagung Elbe „Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue“ vom 04.-07.05.1999 in Wittenberge: 141-146. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- BLEYEL 1999b: Wasserspiegellagenvergleiche im Flussschlauch und im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow. - In: Integration abiotischer und biotischer Aspekte – Ergebnisprotokoll zum Koordinationstreffen des BMBF-Projekts „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“ am 10.06.99 im Institut für Wasserbau der Technischen Hochschule Darmstadt, unveröff.
- BONN, S. & P. POSCHLOD 1998a: Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas: Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. - 404 S., Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- BONN, S. & P. POSCHLOD 1998b: Bedeutung dynamischer Prozesse für die Ausbreitung von Pflanzenarten im Postglazial. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **56**: 147-171.

- BRAENDLE, R. & R.M.M. CRAWFORD 1987: Rhizome anoxia tolerance and habitat specialization in wetland plants. - In: Crawford, R.M.M. (Hrsg.): Plant life in aquatic and amphibious habitats: 397-410. Blackwell, Oxford.
- BRANDES, D. & C. SANDER 1995: Neophytenflora der Elbufer. - *Tuexenia* **15**: 447-472.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964: Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. - 865 S., Springer, Berlin, Wien, New York.
- BROCKMANN, A. 1998a: Einfluss von Bodeneigenschaften und Nutzung auf die Vegetation von Flusssdeichen an der Mittel-elbe. - Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Universität Hamburg, unveröff.
- BROCKMANN, A. 1998b: Einfluss von Bodeneigenschaften und Nutzung auf die Vegetation von Flusssdeichen an der Mittel-elbe. - *Hambg. Bodenkdl. Arb.* **44**: 117-143.
- BÜCHELE, B. & F. NESTMANN 1998: Zeitabhängige Klassifizierung von Überflutungsflächen in einem GIS am Beispiel der mittleren Elbe bei Dessau. - In: Geller, W. et al. (Hrsg.): Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe: 305-310. Teubner, Stuttgart, Leipzig.
- BUNZEL-DRÜKE, M. 1997: Großherbivore und Naturlandschaft. - *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* **54**: 109-128.
- BURKART, M. 1998: Die Grünlandvegetation der unteren Havelaue in synökologischer und syntaxonomischer Sicht. - *Arch. naturwiss. Diss.* **7**: 157 S.
- BURKART, M. & J. PÖTSCH 1996: Zur floristischen Gliederung und Syntaxonomie der Brenndoldenwiesen in der unteren Havelaue. - *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* **8**: 283-296.
- BURRICHTER, E., POTT, R., RAUS, T. & R. WITTIG 1980: Die Hudelandschaft „Borkener Paradies“ im Emstal bei Meppen. - *Abh. Landesmus. Naturkde.* **42, 4**: 1-69.
- CRAWFORD, R.M.M. 1992: Oxygen availability as an ecological limit to plant distribution. - In: Begon, M. & A.H. Fitter (Hrsg.): *Advances in ecological research* **23**: 93-185. Acad. Press, London.
- CRAWFORD, R.M.M. 1996: Whole plant adaptations to fluctuating water tables. - *Folia Geobot. Phytotax.* **31**: 7-24.
- CRAWFORD, R.M.M. & R. BRAENDLE 1996: Oxygen deprivation stress in a changing environment. - *J. Exp. Bot.* **47, 295**: 145-159.
- CRAWFORD, R.M.M., STUDER, C. & K. STUDER 1989: Deprivation indifference as a survival strategy in competition: advantages and disadvantages of anoxia tolerance in wetland vegetation. - *Flora* **182**: 189-202.
- Deutscher Wetterdienst 1999a: Vieljährige Mittelwerte der Niederschlagshöhen und Temperaturen der Klimastation Lüchow. - Auszug aus: Klimadaten von Deutschland, Zeitraum 1961-1990, Offenbach.
- Deutscher Wetterdienst 1999b: Monatliche Mitteltemperaturen und monatliche Niederschlagshöhen aus dem Zeitraum Januar 1994 bis August 1999 der Klimastation Lüchow. - Auszug aus: Monatlicher Witterungsbericht (MWB), Offenbach.
- Deutscher Wetterdienst 1999c: Witterungsreport express, September 1999. - Offenbach.
- DIERSCHKE, H. 1985: Experimentelle Untersuchungen zur Bestandsdynamik von Kalkmagerrasen (Mesobromion) in Südniedersachsen – I. Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen 1972-1984. - *Münstersche Geogr. Arb.* **20**: 9-24.
- DIERSCHKE, H. 1994: Pflanzensoziologie. - 683 S., Ulmer, Stuttgart.
- DISTER, E. 1980: Geobotanische Untersuchungen in der hessischen Rheinaue als Grundlage für die Naturschutzarbeit. - Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Göttingen.
- DISTER, E. 1983: Anthropogene Wasserstandsänderungen in Flußauen und ihre ökologischen Folgen – Beispiele vom Oberrhein und vom Rio Magdalena (Kolumbien). - *Verh. Ges. f. Ökologie* **11**: 89-100.
- DISTER, E. 1990: Hochwasserschutz durch Auen-Renaturierung am Oberrhein. - In: Der Rhein: Gegenwart und Zukunft. Tagungsbericht des Int. Rheinkongresses in Arnheim.

- DISTER, E. 1991: Die Situation der Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland. - Laufener Seminarbeiträge **4**: 8-16.
- DISTER, E., SCHNEIDER, E. & E., FRITZ, G., WINKEL, S. & E. FLÖBER 1992: Wissenschaftliche Erfahrungen aus Renaturierungsprojekten: Großflächige Renaturierung des „Kühkopfes“ in der hessischen Rheinaue – Ablauf, Ergebnisse und Folgerungen der Sukzessionsforschung. - Beitr. Akad. Natur- und Umweltschutz B.-W. **13b**: 20-36.
- DREW, M.C. 1997: Oxygen deficiency and root metabolism: injury and acclimation under hypoxia and anoxia. - Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol. **48**: 223-250.
- DRÜCKHAMMER, A. & S. WRIEDT 1996: Die Samenbank unterschiedlicher Feuchtgrünland-Gesellschaften Schleswig-Holsteins und ihre Bedeutung für den Artenschutz. - Feddes Repert. **107, 3-4**: 243-261.
- DUEL, H. 1991: Natuurontwikkeling in uiterwaarden – perspectieven voor het vergroten van rivierdynamiek en het ontwikkelen van ooibussen in de uiterwaarden van de Rijn. - Publicaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn' **29**.
- DU RIETZ, G.E. 1930: Vegetationsforschung auf soziationsanalytischer Grundlage. – In: Abderhalden, E. (Hrsg.): Handbuch biologischer Arbeitsmethoden Abt. **XI 5, 2**: 293-480. Urban und Schwarzenberg, Berlin.
- DURING, H.J. 1992: Ecological classification of bryophytes and lichens. - In: Bates, J.W. & H.M. Farmer (Hrsg.): Bryophytes and lichens in a changing environment: 1-31. Oxford.
- EGLER, F.E. 1954: Vegetation science concepts I: 'Initial floristic composition', a factor in old-field vegetation development. - Vegetatio **4, 6**: 412-417.
- ELISE 2000: <http://elise.bafg.de/servlet/is/167/> - Homepage des BMBF-Projekts „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen [RIVA]“.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULIßEN 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica **18**: 248 S.
- ELLIS, F.B. 1955: The reclamation of food meadows with special reference to Britain. - Herb. Abstr. **25**: 145-150.
- EMPEN, R. 1992: Ökologische Untersuchungen und Entwicklung von Pflegevorschlägen auf Feuchtgrünland im Mittleren Elbetal. - Diplomarbeit am Zoologischen Institut und Museum der Universität Hamburg, unveröff.
- ENDRES, C. 1997: Die Beetekulturen im Naturpark „Brandenburgische Elbtalau“. - Diplomarbeit an der Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Landschaftspflege, unveröff.
- FINCK, P., HAUKE, U., SCHRÖDER, E., FORST, R. & G. WOITHE 1997: Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder – Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **50, 1**: 265 S.
- FINCK, P., KLEIN, M., RIECKEN, U. & E. SCHRÖDER 1998: Wege zur Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **56**: 413-424.
- FINCK, P., RIECKEN, U. & E. SCHRÖDER 2000: Semi-open landscapes and wilderness areas as federal nation conservation objectives in Germany. - Verh. Ges. Ökol. **30**: 259.
- FISCHER, A. 1985: Feinanalytische Sukzessionsuntersuchungen in Grünlandbrachen – Methode und Methodenvergleich. - Münstersche Geogr. Arb. **20**: 213-223.
- FISCHER, W. 1996: Die Stromtalpflanzen Brandenburgs. - Untere Havel – Naturkundliche Berichte **5**: 4-13.
- FLEMMING, A. 1998: Die Bedeutung des Grabensystems für den Gebietswasserhaushalt im geplanten Rückdeichungsgebiet Lenzen. - Diplomarbeit am Fachgebiet Geowissenschaften der Universität Hamburg, unveröff.
- FLEMMING, A. 1999: Die historische Entwicklung des Grabensystems im Bereich der Lenzener Elbaue. - Hambg. Bodenk. Arb. **44**: 1-10.
- FREITAG, H. 1957: Vegetationskundliche Beobachtungen an Grünlandgesellschaften im Nieder-Oderbruch. - Wiss. Z. Hochsch. Potsdam, Math.-Nat. R. **3**: 111-139.

- FREY, W. & I. HENSEN 1995: Lebensstrategien bei Pflanzen: ein Klassifizierungsvorschlag. - Bot. Jahrb. Syst. **117**, 1/2: 187-209.
- FRICKE, C., HOFMANN, M. & J. ISSELSTEIN 2000: Keimungsetablierung nach Aussaat in einer Glatthaferwiese. - Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Göttingen.
- FUCHS, E. & W. PETER 1999: Ansätze zur Modellierung und Bewertung ökologischer Veränderungen in Auen. - UFZ-Bericht **1/1999**: 63-71.
- FUGMANN & JANOTTA 1996: Landschaftsrahmenplan Naturpark "Brandenburgische Elbtalaue" – Vorstudie. - Gutachten im Auftrag des Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Landesanstalt für Großschutzgebiete, Naturparkverwaltung Brandenburgische Elbtalaue, unveröff.
- GANZERT, C. & J. PFADENHAUER 1988: Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. **16**: 1-64.
- GAUBMANN, P. 2001a: Prognose qualitativer und quantitativer Ertragsveränderungen nach einer Deichrückverlegung auf Wirtschaftsgrünland in der Lenzener Elbtalaue. - Dissertation an der Landw.-Gärtn. Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin. in Vorber.
- GAUBMANN, P. 2001b: Nutzungsgeschichte des Untersuchungsgebiets. - In: Autorenkollektiv: Auenregeneration durch Deichrückverlegung - Endbericht. Auenreport **7, Sonderbd. 1**, in Vorber.
- GAUBMANN, P. & A. HEINKEN 2001: Bewertung von Nutzungsoptionen für Auengrünland nach Wiederüberflutung – dargestellt am Beispiel des geplanten Rückdeichungsgebiets Lenzen-Wustrow (Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe – Brandenburg). in Vorber.
- GERKEN, B. 1988: Auen – Lebensadern der Natur. - 132 S., Rombach, Freiburg.
- GLAVAC, V. 1996: Vegetationsökologie. - 358 S., G. Fischer, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- GÖSICKE, D. 2000: Viehbesatzdichten im Untersuchungsgebiet des Projekts 'Auenregeneration durch Deichrückverlegung'. mdl. Mitt.
- GÖTTLE, A. 1996: Zukunftsweisender Hochwasserschutz in Deutschland - Forderungen, Voraussetzungen, Lösungen. - Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung **37**: 97-102.
- GRIME, J.P. 1974: Vegetation classification by reference to strategies. - Nature **250**: 26-31.
- GRIME, J.P. 1977: Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. - Amer. Naturalist **111**: 1169-1194.
- GRIME, J.P. 1979: Plant strategies and vegetation processes. - 222 S., Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto.
- GRIME, J.P. 1980: An ecological approach to management. - In: Rorison, I.H., & R. Hunt (Hrsg.): Amenity grassland: an ecological perspective: 13-55. Wiley & Sons, Chichester, New York.
- GRIMMEL, E. 1980: Warum der Salzstock Gorleben als Atommülldeponie ungeeignet ist. - Z. Dt. Geol. Ges. **131**: 487-519.
- GRÖNGRÖFT, A. 1999: Die Überflutungswahrscheinlichkeit der Auen im Bereich der unteren Mittelelbe. - Hambg. Bodenkdl. Arb.: **44**: 171-180.
- GRÖNGRÖFT, A. & R. SCHWARTZ 1999: Vorschläge für die Klassifikation von Böden in Auengebieten – abgeleitet aus Erfahrungen an der Mittelelbe. - Hambg. Bodenkdl. Arb. **44**: 155-170.
- GRÖNGRÖFT, A., SCHWARTZ, R. & G. MIEHLICH 1999: Klassifikation der Auenböden der Mittelelbe und deren ökologische Relevanz. - UFZ-Bericht **1/1999**: 113-117.
- GRUND, A. 1994: Huteweiden – eine naturnahe Landnutzungsform an der Elbe am Beispiel der Realgemeinde Quickborn, Landkreis Lüchow-Dannenberg. - Diplomarbeit an der Gesamthochschule Kassel, Fachbereich Ökologische Umweltsicherung.
- HAKES, W. 1996: Multivariate Ordinationsmethoden zur Analyse von Veränderungen in der Vegetationsstruktur. - Natursch. u. Landschaftspl. **28**, 1: 12-19.
- HAPE, M. & J. PURPS 1999a: Digitale Geländemodelle als Grundlage für orientierende, hydraulische Aussagen in der angewandten landschaftsökologischen Forschung. - Auenreport **5, Sonderbd. 1**: 17-25.

- HAPE, M. & J. PURPS 1999b: Digitale Geländemodelle als Grundlage für stationäre und instationäre Überflutungssimulationen. - Tagungsband der Fachtagung Elbe „Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue“ vom 04.-07.05.1999 in Wittenberge: 152-155. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- HAUCKE, U. 1998: Möglichkeiten und Grenzen der Redynamisierung von Biotopen und Landschaften in Deutschland. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **56**: 375-399.
- HEINKEN, A., GAUBMANN, P. & H. J. SCHWARTZ 1999: Ergebnisse vegetationskundlicher und betriebswirtschaftlicher Untersuchungen zur Analyse und Bewertung von ökologischen und ökonomischen Wirkungen der projektierten Deichrückverlegung Lenzen-Wustrow. - Auenreport **5, Sonderbd. 1**: 96-107.
- HEINRICH, K., NEUE, H.-U., RINKLEBE, J. & G. MEYENBURG 1999: Einfluss von periodischen Überflutungen auf das Redox-Verhalten von Nähr- und Schadstoffen in Elbaueböden. - UFZ-Bericht **1/1999**: 151-152.
- HELLBERG, F. 1995: Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung – Vegetationsökologische Untersuchungen in nordwestdeutschen Überflutungspoldern. - Diss. Bot. **243**, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- HELLBERG, F. & W. KUNDEL 1995: Entwicklung winterlich überfluteter Grünlandvegetation. - NNA-Berichte **8, 2**: 22-34.
- HELLWIG, M. 2000: Auenregeneration an der Elbe – Untersuchungen zur Syndynamik und Bioindikation von Pflanzengesellschaften an der unteren Mittelbe bei Lenzen. - Dissertation am Geobotanischen Institut der Universität Hannover.
- HELLWIG, M. & T. KUNITZ (BEARB.) 1999: Vegetationskundliche Untersuchungen zu Fluktuation und Sukzession im Auenbereich des potentiellen Rückdeichungsgebiets Lenzen-Wustrow (Elbe). - Sachstandsbericht, Institut für Geobotanik der Universität Hannover.
- HELLWIG, M., KUNITZ, T., SPEIER, M. & R. POTT 1999: Untersuchungen zur Syndynamik und Bioindikation von Pflanzengesellschaften im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow an der unteren Mittelbe. - Auenreport **5, Sonderband 1**: 55-68.
- HELMS, M. & J. IHRINGER 1998: Analyse von Abflusszeitreihen der Elbe. - In: Geller, W. et al. (Hrsg.): Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe: 405-406. Teubner, Stuttgart, Leipzig.
- HENRICHFREISE, A. 1996: Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelbe in Gefahr. - Natur u. Landschaft **71, 6**: 246-248.
- HENZE, C. 1998: Ökolog klimatologische Untersuchungen im Naturpark Brandenburgische Elbtalau. - Studienprojektarbeit im Fachgebiet Nutztierökologie, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Humboldt-Universität zu Berlin, unveröff.
- HETZEL, R. 1975: Bestands- und Standortveränderungen des Grünlandes in einem Rückhaltebecken als Folge des periodischen Wasseranstaus. - Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. Berlin **15, 3**: 171-197.
- HOCHBERG, H. 1977: Der Einfluss simulierter Überschwemmungen auf Überflutungstoleranz, Ertrag und Futterqualität ausgewählter Gräserarten in einem Modellversuch. - Dissertation an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- HOCHBERG, H., ADOLF, G. & H.-M. BISCHOFF 1980: Die Überschwemmungen der Elbe bei Wittenberg und ihre Auswirkungen auf den Boden und die Grasbestände im Deichvorland. - Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. **24**: 501-511.
- HOFMANN, M. & J. ISSELSTEIN 2000a: Möglichkeiten der botanischen Diversifizierung im Grasland. - Verh. Ges. Ökol. **30**: 115.
- HOFMANN, M. & J. ISSELSTEIN 2000b: Wildflower species establishment in differently managed grass swards. - Grassland Science in Europe **5**: 25-26.
- HÖLZEL, N. 2000: Renaturierung von Stromtalwiesen durch Oberbodenabtrag und Mahdgutübertragung. - Verh. Ges. Ökol. **30**: 114.

- HOLFELDER, T., MONTENEGRO, H. & B. WAWRA 1999: Auswirkungen der Deichrückverlegung auf die Grundwasserdynamik. - Tagungsband der Fachtagung Elbe „Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue“ vom 04.-07.05.1999 in Wittenberge: 165-168. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- HUNDT, R. 1954: Grünlandgesellschaften an der unteren Mulde und mittleren Elbe. - Wissenschaftliche Zeitschrift der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg **3, 4**: 883-928.
- HUNDT, R. 1958: Beiträge zur Wiesenvegetation Mitteleuropas - I. Die Auenwiesen an der Elbe, Saale und Mulde. - Nova Acta Leopoldina **20, 135**: 206 S.
- HUNDT, R. 1963: Die Entwicklung der Grünlandwirtschaft und der Naturschutz. - Arch. f. Natursch. u. Landschaftsforsch. **3, 1**: 37-58.
- HUNDT, R. 1975: Bestands- und Standortsveränderungen des Grünlandes in einem Rückhaltebecken als Folge des periodischen Wasseranstaus. - Arch. Natursch. Landschaftsforsch. Berlin **15**: 171-197.
- HUNDT, R. 1977: Studies on the alteration of grassland ecosystems under intensification of grassland management in the GDR. - Proceedings of the XIII International Grassland Congress Leipzig **1**: 531-533.
- HUNDT, R. 1983: Zur Eutrophierung der Wiesenvegetation unter soziologischen, ökologischen, pflanzengeographischen und landwirtschaftlichen Aspekten. - Verh. Ges. f. Ökologie **11**: 195-206.
- HUNDT, R. 1987: Untersuchung zur Veränderung eutropher Grasland-Ökosysteme durch industriemäßige Methoden der Grünlandbewirtschaftung im Altpleistozän der Dübener Heide. - Wiss. Beitr. d. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenbg. **25, T. 2**.
- HUNDT, R. 1996: Zur Veränderung der Wiesenvegetation Mitteldeutschlands unter dem Einfluß einer starken Bewirtschaftungsintensität. - Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. **8**: 127-143.
- HUNDT, R. & M. SUCCOW 1984: Vegetationsformen des Grünlandes der DDR. - Mitt. Inst. f. Geogr. u. Geoökol. d. AdW d. DDR **14**: 61-104.
- Hydro Agri Dülmen (Hrsg.) 1993: Faustzahlen für die Landwirtschaft.
- IBS 1995: Umweltverträglichkeitsstudie Rekonstruktion rechter Elbdeich von Fährstraße Wootz bis Hafen Wittenberge. - Gutachten des Ingenieurbüros Schwerin für Landeskultur, Umweltschutz und Wasserwirtschaft im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg. Schwerin.
- IHRINGER, J., HELMS, M. & U. MERKEL 2000: Wirksamkeit von Deichrückverlegungen auf die Abflussverhältnisse entlang der Elbe. - ATV-DWVK-Schriftenreihe **22**: 189-192.
- JACKSON, M.B., ATTWOOD, P.A., BRAILSFORD, R.B., COUPLAND, D., ELSE, M.A., ENGLISH, P.J. & J.E. SUMMERS 1995: Hormones and root-shoot relationships in flooded plants – an analysis of methods and results. - In: Baluska, F. et al. (Hrsg.): Structure and function of roots: 243-251. Kluwer Academic Publishers, Niederlande.
- JÄGER, K.-D. 1962: Über Alter und Ursachen der Auenlehmlagerungen thüringischer Flüsse. - Prähist. Zeitschr. **40**: 1-59.
- JÄHRLING, K.-H. 1993: Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Struktur der Elbauen – prognostisch mögliche ökologische Verbesserungen. - Staatliches Amt für Umweltschutz des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. 1998: Deichrückverlegungen: Eine Strategie zur Renaturierung und Erhaltung wertvoller Flusslandschaften? - Staatliches Amt für Umweltschutz des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg.
- Jedicke, E. (Hrsg.) 1997: Die Roten Listen – Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotopen in Bund und Ländern. - CD-Rom, Stuttgart.
- JESSEL, B. 1996: Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung. - Natursch. u. Landschaftspl. **28, 7**: 211-216.
- JUSTIN, S.H.F.W. & W. ARMSTRONG 1987: The anatomical characteristics of roots and plant response to soil flooding. - New Phytol. **106**: 465-495.
- KAMPF, H. 2000: Großflächige Beweidungssysteme in den Niederlanden. - Verh. Ges. Ökol. **30**: 256.

- KAPFER, A. 1988: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes. - Diss. Bot. **120**, Cramer, Berlin, Stuttgart.
- KAULE, G. 1991: Arten- und Biotopschutz. - 519 S., Ulmer, Stuttgart.
- KESEL, R. 1997: Aspekte der Auenentwicklung am Beispiel Neue Weser und Werdersee bei Bremen. - Bremer Beitr. f. Naturk. und Natursch. **3**: 77-92.
- KINDER, M., FUCHS, E., GIEBEL, H., SCHLEUTER, M. & F. SCHÖLL 1998: Ökologische Modellansätze – Anwendungsbeispiele in der Bundesanstalt für Gewässerkunde. - Mitt. Bundesanstalt Gewässerkde. **19**: 115-125.
- KIRCHNER & WOLF 1996: Luftbildbeflegung vom 15.11.1996.
- KLAIBER, G. 1997: Hochwasserschutz durch Auenrenaturierung am Obermain – Das Integrierte Rheinprogramm des Landes Baden-Württemberg. - Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung **38**: 241-246.
- KLEIN, M., RIECKEN, U. & E. SCHRÖDER 1997: Künftige Bedeutung alternativer Konzepte des Naturschutzes. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **54**: 301-310.
- KLOTZ, S. 1987: Floristische und vegetationsundliche Untersuchungen in Städten der DDR. - Düsseld. Geobot. Kolloq. **4**: 61-69.
- KÖHLER, R. 1997: Auenrenaturierung und Möglichkeiten zur Schaffung von Retentionsflächen am Beispiel des Nationalparks „Unteres Odertal“. - In: Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Brandenburg (Hrsg.): Fließgewässer in Brandenburg. - Tagungsberichte vom 3. Naturschutztag des NABU Brandenburg: 16-26.
- KÖLBEL, A., DIERSSEN, K., GRELL, H. & K. VOSS 1990: Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünland-Vegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes – Konsequenzen für 'Extensivierung' und 'Flächenstilllegung'. - Kieler Notizen z. Pflanzenk. in Schl.-Holst. u. Hambg. **20, 3**: 67-91.
- KONČALOVA, H. 1990: Anatomical adaptations to waterlogging in roots of wetland graminoids: limitations and drawbacks. - Aquatic Bot. **38**: 127-134.
- KOVACS, M. 1968: Die Vegetation des Überschwemmungsgebietes des Ipoly (Eipel)-Flusses. - Acta Bot. Acad. Scient. Hung. **14**: 77-112.
- KOWARSCH, N., BONN, S., HOFMANN, M. & J. ISSELSTEIN. 2000: Keimung und Etablierung von Grünlandarten bei unterschiedlicher Nutzung. - Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Göttingen.
- KRAUSE, W. 1953: Über den Einfluss winterlicher Bewässerung auf Bergwiesen. - Z. Acker- u. Pflb. **97**: 185-202.
- KRISCH, H. 1967: Die Grünland- und Salzpflanzengesellschaften der Werraue bei Bad Salzungen. - Hercynia **4**: 375-413.
- KRÜGER, U. 1999: Das niederländische Beispiel: Die „Oostvaardersplassen“ – ein Vogelschutzgebiet mit Großherbivoren als Landschaftsgestaltern. - Natur u. Landschaft **74, 10**: 428-435.
- KRÜSI, B. 1981: Phenological methods in permanent plot research. - Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, **75**: 115 S.
- KÜSTER, H. & J. PÖTSCH 1998: Ökosystemwandel in Flußlandschaften Norddeutschlands. - Ber. D. Reinh.-Tüxen-Ges. **10**: 61-70.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & G. SCHWERDTFEGGER 1994: Bodenkunde. - 424 S., Ulmer, Stuttgart.
- LAMPERT, K. 1943: Künstliche Wiesenbewässerung im Oker-Aller-Winkel und in der Lüneburger Heide. - Dissertation am Fachgebiet Geografie der Universität Bonn.
- Landesanstalt für Großschutzgebiete Des landes Brandenburg & Bosphärenreservat Flusslandschaft Elbe – Brandenburg (Hrsg.) 1999: Der Pflege- und Entwicklungsplan für das Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe – Brandenburg (Entwurf), Kurzfassung. - Eberswalde.

- LANGHOLZ, H., HOFMANN, M. & J. ISSELSTEIN 2000: Ausbreitung von Graslandarten durch Endozoochorie. - Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Göttingen.
- LEYER, I. 1999: Zum Einfluss hydrologischer Parameter auf die Grünlandvegetation der Elbaue. - Auenreport **6/1999**: 68-73
- LEYER, I. 2000: Hydrodynamik als Schlüsselfaktor in der Aue: Beispiel Feuchtgrünland und Flutrasen der Mittelbe-Niederung. - Verh. Ges. Ökol. **30**: 45.
- LIBBERT, W. 1931/32: Die Pflanzengesellschaften im Überschwemmungsgebiet der unteren Warthe in der Abhängigkeit vom Wasserbau. - Jb. Naturwiss. Ver. Neumark **3**: 25-40.
- LINNENWEBER 1996: Voraussetzungen für die natürliche Entwicklung von Fließgewässern. - Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung **37**: 159-164.
- LÖSCH, S. 1996: Das Vorkommen von Leguminosen und deren Bedeutung als Weidefutterkomponente auf Grünlandflächen des Vertragsnaturschutzes in der Elbtalaue unter besonderer Berücksichtigung methodischer Aspekte der Ertragsbestimmung von Grünlandvegetation. - Diplomarbeit im Fachgebiet Nutztierökologie der Landw.-Gärtn. Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, unveröff.
- LONDO, G. 1975: Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. - In: Tüxen, R. (Hrsg.): Sukzessionsforschung, Ber. Int. Sympos. IVV Rinteln (1973): 613-617.
- LONDO, G. 1984: The decimal scale for relevés of permanent quadrats. - In: Knapp, R. (Hrsg.): Sampling methods and taxon analysis in vegetation science. - Handb. Veg. Sci. **4**: 45-49. Den Haag, Niederlande.
- LUICK, R. 1996: Extensive Rinderweiden – gemeinsame Chancen für Natur, Landschaft und Landwirtschaft. - Natursch. u. Landschaftspl. **28, 2**: 37-45.
- LUICK, R. 1997: Situation und Perspektiven des Extensivgrünlandes in Südwestdeutschland. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **54**: 25-52.
- MEISEL, K. 1977a: Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flusstäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentlichen Nutzungsansprüche. - Schr.-R. f. Vegetationskde. **11**: 1-121.
- MEISEL, K. 1977b: Flutrasen des nordwestdeutschen Flachlandes. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. **N.F. 19/20**: 211-218.
- MEISEL, K. 1984: Landwirtschaft und 'Rote-Liste'-Pflanzenarten. - Natur u. Landschaft **59, 7/8**: 301-307.
- MEISEL, K. & A. VON HÜBSCHMANN 1976: Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. - Schr.-R. f. Vegetationskde. **10**: 109-124.
- Meteorologischer Dienst der Deutschen Demokratischen Republik 1978: Klimatologische Normalwerte für das Gebiet der DDR (1901-1950), 1. bis 3. Lieferung. - Akademie-Verlag, Berlin.
- MEUSEL, H., JÄGER, E. & E. WEINERT 1965: Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora, Teil I. - 583 S., Fischer, Jena.
- MEUSEL, H., JÄGER, E., WEINERT, E. & S. RAUSCHERT 1978: Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora, Teil II. - 418 S. und 163 S., Fischer, Jena.
- MEYENBURG, G., SCHWARTZ, R., RINKLEBE, J., FITTSCHEN, R. & L. KUTZBACH 1999: Transektkartierungen in Auen der mittleren Elbe: ein bodenkundlich-morphologischer Vergleich zweier Untersuchungsgebiete. - UFZ-Bericht **1/1999**: 157-159.
- MEYER, K.-D. 1983: Zur Anlage der Urstromtäler in Niedersachsen. - Z. Geomorph. **N.F. 27,2**: 147-160.
- MEYER, H. & G. MIEHLICH 1983: Einfluß periodischer Hochwässer auf Genese, Verbreitung und Standortigenschaften der Böden in der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). - Abh. naturwiss. Ver. Hambg. **N.F. 25**: 41-74.
- MEYER-CORDS, C. & P. BOYE 1999: Schlüssel-, Ziel- und Charakterarten – Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. - Natur u. Landschaft **74, 3**: 99-101.
- MIEHLICH, G., GRÖNGRÖFT, A. & R. SCHWARTZ 1998: Möglichkeiten und Grenzen der Auenwaldentwicklung und Auenregeneration am Beispiel von Naturschutzprojekten an der unteren Mittelbe (Brandenburg), Teilprojekt 2: Wasser- und Stoffhaushalt der Böden. – 2. Zwischenbericht, Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, unveröff.

- MIEHLICH, G., GRÖNGRÖFT, A. & R. SCHWARTZ 1999: Möglichkeiten und Grenzen der Auenwaldentwicklung und Auenregeneration am Beispiel von Naturschutzprojekten an der unteren Mittelbe (Brandenburg), Teilprojekt 2: Wasser- und Stoffhaushalt der Böden. – 3. Zwischenbericht, Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, unveröff.
- MIEST, P. F. 1972: Witterung und Klima im Kreise Lüchow-Dannenberg. - Hannoversches Wendland, 3. Jahreshft des Heimatkundlichen Arbeitskreises Lüchow-Dannenberg.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.) 1993: Rote Liste – gefährdete Farn- und Blütenpflanzen, Algen und Pilze im Land Brandenburg. - 216 S., Unze Verlag, Potsdam.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.) 1998: Vertragsnaturschutz im Land Brandenburg, Programme/Vergütungstabelle. - 2. Aufl., 35 S., Potsdam.
- MONTENEGRO, H. & T. HOLFELDER 1999: Modellierung der Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser in Flussauen. - UFZ-Bericht **1/1999**: 35-39.
- MONTENEGRO, H., HOLFELDER, T. & B. WAWRA 1999a: Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser in Flussauen. - Auenreport **5, Sonderbd. 1**: 27-40.
- MONTENEGRO, H., HOLFELDER, T. & B. WAWRA 1999b: Hydraulische Verhältnisse im Untersuchungsraum Lenzen. - Tagungsband der Fachtagung Elbe „Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue“ vom 04.-07.05.1999 in Wittenberge: 156-159. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- MONTENEGRO, H., HOLFELDER, T. & B. WAWRA 1999c: Modellierung der Grundwasserdynamik in Flussauen. - Tagungsband der Fachtagung Elbe „Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue“ vom 04.-07.05.1999 in Wittenberge: 160-164. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- MONTENEGRO, H., HOLFELDER, T. & B. WAWRA 1999d: Langjährige Abflusstatistik der Elbe am Pegel Wittenberge und Simulationsergebnisse des Teilprojekts Grundwasser, Ver. 1.2 (CD-Rom). - Institut für Wasserbau, TH Darmstadt, unveröff.
- MONTENEGRO, H., HOLFELDER, T. & B. WAWRA 2000: Untersuchung der Auswirkungen Wasserbaulicher Eingriffe auf die Grundwasserdynamik in Flussauen. Endbericht des Teilprojektes 1 (Grundwasser) im BMBF-Verbundprojekt „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“, 116 S. und CD-Rom.
- MOORHOLZ 1994: Dokumentation über die auf den Grünlandflächen der LPG „Löcknitz“ Lenzen eingesetzten Düngermengen von 1972 bis 1994. mdl. Mitt.
- MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT 1992: Das Zielartenkonzept. - NNA-Ber. **5, 1**: 36-41.
- MÜLLER, N. 1995: Zum Einfluss des Menschen auf Flora und Vegetation von Flussauen. - Schr.-R. f. Vegetationskde. **27**: 289-298.
- MÜLLER, J., ROSENTHAL, G. & H. UCHTMANN 1996: Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. - Tuexenia **12**: 223-244.
- Müller-Stoll, W.-R. (Hrsg.) 1955: Die Pflanzenwelt Brandenburgs. - 155 S., Gartenverlag, Berlin.
- NAGEL, J. & C. BEIERKUHNLEIN 1999: Beurteilung von Vegetationsentwicklungen mit Hilfe multivariater Methoden - Dauerflächen-Design und Auswertung mittels Hauptkomponentenanalyse. - Naturschutz und Landschaftsplanung **31, 10**: 308-315.
- NEBELSIEK, A. 2000: Die Vegetation der Buhnenfelder an der unteren Mittelbe in Abhängigkeit von den Böden. - Diplomarbeit am Fachgebiet Geowissenschaften der Universität Hamburg, unveröff.
- NEUBERT, G., THIEL, R. & P. ZUBE 2000: Sozioökonomische Betroffenheit der Landwirtschaft durch Deichrückverlegungen im Bereich der brandenburgischen Mittelbe unter Berücksichtigung betrieblicher Anpassungsmöglichkeiten. – Abschlussbericht des Teilprojektes Sozioökonomie im Verbundprojekt „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“, Brandenburgische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Ruhlsdorf.
- NEUSCHULZ, F. & S. LILJE 1997: Auenschutz und Rückentwicklung von Auwald in der Brandenburgischen Elbtalaue. - Laufener Seminarbeitr. **1/1997**: 125-136.

- NEUSCHULZ, F. & J. PURPS 2000: Auenregeneration durch Deichrückverlegung an der Elbe bei Lenzen. - ATV-DWVK-Schriftenreihe **21**: 281-296.
- NEUSCHULZ, F., PURPS, J. & M. HAPE 1999: Auenregeneration durch Deichrückverlegung – Methodik und Zwischenergebnisse eines Forschungsverbundvorhabens im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „Elbe-Ökologie“. - Auenreport **5, Sonderbd. 1**: 6-9.
- OPPERMANN, R. & R. LUICK 1999: Extensive Beweidung und Naturschutz. - Natur u. Landschaft **74, 10**: 411-419.
- PATZ, G., LÖFFLER, S. & R. KÄTZEL 1999: Auenwaldbegründung und Auenwaldentwicklung in der Lenzen Elbtalaue. - Auenreport **5, Sonderbd. 1**: 69-78.
- PATZ, G., LÖFFLER, S. & R. KÄTZEL 1999: Möglichkeiten und Grenzen der Auenwaldentwicklung am Beispiel von Naturschutzprojekten in der Lenzen Elbtalaue (Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe – Brandenburg). – Abschlussbericht des Teilprojektes Forstwirtschaft im Verbundprojekt „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“, Brandenburgische Landesforschungsanstalt für Forstwirtschaft, Eberswalde.
- PASSARGE, H. 1960: Pflanzengesellschaften der Elbauwiesen unterhalb von Magdeburg zwischen Schartau und Schönhausen. - Abh. Ber. Naturk. Vorgesch. Magdeburg **11**: 19-33.
- PEP-GRUPPE ELTALAUE 1995: Pflege- und Entwicklungsplan für den Naturpark Brandenburgische Elbtalaue, Planungsraum Gandow. - Lesefassung, Naturpark Brandenburgische Elbtalaue, unveröff..
- PESTER, H. 1997: Flächennutzung der LPG „Löcknitz“ in Lenzen zwischen 1950 und 1990. - Karte landwirtschaftlicher Schläge mit schriftlichen Anmerkungen, unveröff.
- PETERS, M. & N. HECKER 1996: GIS-gestützte Vegetationsanalysen auf den Ostfriesischen Inseln. - Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. **8**: 69-77.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & R. BUCHWALD 1986: Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern – Teil I: Methodik der Anlage und Aufnahme. - Ber. ANL **10**: 41-60.
- PFARR, U. & H.-M. STAEBER 1998: Redynamisierung von Auenstandorten am Oberrhein durch einen umweltverträglichen Hochwasserschutz. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **56**: 187-197.
- POSCHLOD, P., TIEKÖTTER, A., SCHÖNFELDER, K. & C. HÄFNER 2000: Auswirkungen der langfristigen Beweidung von Überflutungsgrünland in den Save-Auen durch Schweine für die Artenzusammensetzung der Vegetation. - Verh. Ges. Ökol. **30**: 264.
- POTT, R. 1995: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 622. S., Ulmer, Stuttgart.
- POTT, R. 1996: Biotoptypen – Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. - 448 S., Ulmer, Stuttgart.
- POTT, R. 1999: Lüneburger Heide, Wendland und Nationalpark Mittleres Elbetal. - 256 S., Ulmer, Stuttgart.
- PUFFARTH, O. 1978: Das Deichwesen im Gartower Deich- und Wasserverband. - Lüneburg.
- RAABE, E.-W. 1960: Über die Regeneration überschwemmter Grünländereien in der Treene-Niederung. - Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst. **31**: 25-55.
- RAUNKIAER, C. 1913: Formationsstatistike Undersøgelser paa Skagens Odde. - Bot. Tidskr. **33**. Kopenhagen.
- REBHAHN, H. 1998: Chancen und Möglichkeiten der Redynamisierung am Obermain. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **56**: 173-186.
- REDECKER, B. 1999a: Stromtalgrünland an der unteren Mittelbe – Phytozönosen, Bestandessituation, Naturschutz. - Die Elbtalaue, Festschrift Prof. Amelung: 111-121.
- REDECKER, B. 1999b: Pflanzensoziologische Erfassung der Grünlandvegetation im Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe – Niedersachsen, unveröffentlichte Vegetationstabellen. - BMBF-Verbundprojekt „Durchsetzung von Naturschutzziele mit der Landwirtschaft“.
- REICHELT, G. 1955: Zum Einfluss der Bewässerung auf das Mikroklima von Mittelgebirgswiesen. - Arch. Meteorol. Geophys. Bioklimatologie **6 B**: 374-399.

- REYNTENS, H. 1949: Onderzoek betreffende de waterstand tegen overstroming van verschillende gras- en klaversoorten en waarde der grasflora in Dender-, Schelde- en Dumevallei. - Mededelingen van de Landbouwhogeschool en de Opzoekingsstations van de Staat te Gent **14, 3**: 251-262.
- RIECKEN, U., KLEIN, M. & E. SCHRÖDER 1997: Situation und Perspektive des extensiven Grünlandes in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung „halboffener Weidelandschaften“. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **54**: 7-23.
- RIECKEN, U., FINCK, P., KLEIN, M. & E. SCHRÖDER 1998: Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. - Natur u. Landschaft **73, 6**: 261- 271.
- RIECKEN, U., FINCK, P., KLEIN, M. & E. SCHRÖDER 1998: Schutz und Wiedereinführung dynamischer Prozesse als Konzept des Naturschutzes. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **56**: 7-19.
- RINK, M. 1999: Synökologische Untersuchung ausgewählter Pflanzengesellschaften am Niederrhein mit der kanonischen Korrespondenzanalyse – eine methodenkritische Ausarbeitung. - Beitrag zur Fachtagung 'Zukunft der Hydroogie in Deutschland' vom 19.-21.01.1998 in Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- RIZA 1994: The Duursche Waarden – four years of nature in development. - Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Directorate General Public Works and Water Management Department, Riza, Lelystad, Niederlande.
- ROSENTHAL, G. 1992: Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen – Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. - Diss. Bot. **182**, Cramer, Berlin, Stuttgart.
- ROSENTHAL, G. 2000: Bedeutung von Überflutungen für die Landschaftsvernetzung und Wiederbesiedlung devastierter Feuchtstandorte durch Pflanzenarten. - Verh. Ges. Ökol. **30**: 190.
- ROSENTHAL, G. & J. MÜLLER 1988: Wandel der Grünlandvegetation im mittleren Ostetal – ein Vergleich. - Tuexenia **8**: 79-99.
- SAUCKE, U., ROMMEL, J. & J. BRAUNS 1999: Die Geologie der Elbe. - Tagungsband „Fachtagung Elbe – Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue“: 50-54. Universität Karlsruhe. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- SCHALLER, J. & J. DANGERMOND 1991: Geographische Informationssysteme als Hilfsmittel der ökologischen Forschung und Planung. - Verh. Ges. f. Ökologie **20, 2**: 651-662.
- SCHIEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL 1992: Lehrbuch der Bodenkunde. - 491 S., Enke, Stuttgart.
- SCHIEFFER, J. 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. - Beih. Veröff. Natursch. u. Landschaftspfl. Bad.-Württ. **22**: 1-325.
- SCHMIDT, W. 1974: Bericht über die Arbeitsgruppe für Sukzessionsforschung auf Dauerflächen der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. - Vegetatio **29**: 69-73.
- SCHMIDT, W. 1974: Die vegetationskundliche Untersuchung von Dauerprobestellen. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. **17**: 103-106.
- SCHMIDT, W. 1985: Mahd ohne Düngung – Vegetationskundliche und ökologische Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Pflege von Brachflächen. - Münstersche Geogr. Arb. **20**: 81-100.
- SCHMIDT, B. & H. KLIMACH 1998: Quartärgeologische Kartierung im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow. - Diplomarbeit am Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg, unveröff.
- SCHNEIDER, U. 1983: Die Eistektonik von gestern als Wegweiser des Gewässernetzes von heute – geologischer Exkurs in und um den Hühbeck. - 9. Jahresheft des heimatkundl. Arbeitskreises Lüchow-Dannenberg.
- SCHOLLE, D. 1997: GIS-gestützte Zusammenführung vegetationskundlicher, bodenkundlicher und nutzungsbezogener Daten zu einem landschaftsökologischen Indikationsverfahren. - EcoSys, Suppl. **21**: 1-201.
- SCHOLLE, D. 2000: Das BMBF-Projekt 'Allmendweide als alternatives Nutzungskonzept für gefährdete, offene und halboffene Landschaften': Gebiets und Methodenübersicht. - Verh. Ges. Ökol. **30**: 260.
- SCHOPP-GUTH, A. 1993: Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotentiel im Boden. - Diss. Bot. **204**, Cramer, Stuttgart.

- SCHRAUTZER, J. & C. WIEBE 1993: Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. - *Phytocoenologica* **22**, **1**: 105-144.
- SCHREIBER, K.-F. 1981: Das kontrollierte Brennen von Brachland – Belastungen, Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. - *Angew. Botanik* **55**: 255-275.
- SCHREIBER, K.-F. 1987: Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. - *Wiss. Beitr. d. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenbg.* **25**, **2**: 275-284.
- SCHREIBER, K.-F. 1995: Renaturierung von Grünland – Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen. - *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* **7**: 111-139.
- SCHUBERT, M., LÖHN, J., STELTER, W., HEINKEN, A., GAUßMANN, P., LÖSCH, S. & C. HENZE 1997: der Dreifelderversuch in der Elbaue bei Lenzen 1994-97. – Zwischenbericht, unveröff.
- SCHUBERT, M. & H. J. SCHWARTZ 1997: Auswirkungen verschiedener extensiver Nutzungsformen von Grünland in der Brandenburgischen Elbtalaue auf seine Flora. - *Lenzener Gespräche* **3**: 67-75.
- Schubert, R., Werner, K. & H. Meusel (Hrsg.) 1994 u. 1995: Rothmalers Exkursionsflora von Deutschland. - Bd. 2-4, Verlag Volk und Wissen, Berlin.
- SCHULTE-WÜLWER-LEIDIG, A. 1998: Ist die ökologische Verbesserung eines Flussgebiets mit den Erfordernissen des Hochwasserschutzes in Einklang zu bringen? - In: Geller, W. et al. (Hrsg.): Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe: 327-330. Teubner, Stuttgart, Leipzig.
- SCHULZ, R. 1997: Traditionelle Flächennutzung im Schnackenburg und Lütkenwischer Werder. - *mdl. Mitt.*
- SCHUSCHKE, F. 1979: Der Einfluss simulierter Überschwemmungen auf ausgewählte Gräserarten und -mischungen in Abhängigkeit von der Überschwemmungsdauer, der Wasserhöhe und von speziellen Pflegemaßnahmen der Bestände. - Dissertation an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- SCHWARTZ, R. 1999a: Geologische und pedologische Aspekte der Entwicklung des Elbtales bei Lenzen. - *Hambg. Bodenkdl. Arb.* **44**: 52-64.
- SCHWARTZ, R. 1999b: Auswertung und kartografische Darstellung der Reichsbodenschätzung für das Untersuchungsgebiet Lenzen-Wustrow. - Institut für Bodenkunde am Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg, unveröff.
- SCHWARTZ, R. 2000: Beobachtungen zu Durchwurzelungstiefen von Gehölzen im geplanten Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow. - *mdl. Mitt.*
- SCHWARTZ, R. 2001: Die Bedeutung der Eindeichung und Rückdeichung auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Auenböden am Beispiel der unteren Mittelbe. - Dissertation am Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, in Vorber.
- SCHWARTZ, R., GRÖGRÖFT, A. & G. MIEHLICH 1999a: Die Bedeutung der Eindeichung auf den Wasser- und Stoffhaushalt ausgewählter Böden an der Mittelbe. - *UFZ-Bericht* **1/1999**: 109-112.
- SCHWARTZ, R., GRÖGRÖFT, A. & G. MIEHLICH 1999b: Auswirkungen von Eindeichung und Melioration auf den Wasserhaushalt von Auenböden – aufgezeigt am Beispiel zweier Grünlandstandorte an der unteren Mittelbe bei Lenzen. - *Auenreport* **5**, **Sonderbd. 1**: 41-54.
- SCHWARTZ, R., NEBELSIEK, A. & A. GRÖGRÖFT 1999c: Das Nähr- und Schadstoffdargebot der Elbe im Wasserkörper sowie in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten am Messort Schnackenburg in den Jahren 1984-1997. - *Hambg. Bodenkdl. Arb.* **44**: 65-83.
- SCHWARTZE, P. 1992: Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen. - *Diss Bot.* **183**, Cramer, Berlin, Stuttgart.
- SIMON, M. & B. BÜCHELE 2000: Wirksamkeit von Deichrückverlegungen auf die Abflusssituation entlang der Elbe. - Präsentation und Diskussion der Zwischenergebnisse im BMBF-Verbundprojekt „Morphodynamik der Elbe“ vom 27.09.2000, unveröff. Protokoll
- SMILAUER, P. 1992: CanoDraw – User's guide v 3.0. - 118 S., Ithaka, New York.
- STÄHLIN, A. 1957: Über die Schädigung von Grünland bei Überschwemmungen und in Rückhaltebecken. - *Das Grünland* **6**, **11**: 93-95.

- STERN, S. 1993: Einsatz EDV-gestützter Informationssysteme im kommunalen Naturschutz. - Natursch. u. Landschaftspl. **26, 6**: 221-224.
- STOFFERS, A.L. 1963: Über die Beeinflussung einiger Gräser durch Überflutung. - Acta Bot. Neerl. **12**: 287-294.
- STOFFERS, A.L. & R. KNAPP 1962: Experimentelle Untersuchungen über den Einfluss von Überflutungen auf verschiedene Rasengesellschaften. - Ber. Deutsch. Bot. Ges. **75**: 280-294.
- STRYKSTRA, R.L. & G.L. VERWEIJ 1995: Maaimachines zijn ok Saaimachines. - De levende Natuur **1**: 6-10.
- SUCCOW, M. 1983: Standortkundliche Typisierung des Graslandes der DDR auf der Grundlage der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortskartierung. - Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. **27**: 755-766.
- SUTHERLAND, W.J. 1996: Ecological census techniques. - 336 S., Cambridge University Press, Cambridge, Melbourne, New York.
- SYKORA, A.L., SCHEPER, E. & F. VAN DER ZEE 1988: Inundation and the distribution of plant communities on Dutch river dikes. - Acta Bot. Neerl. **37,2**: 279-290.
- TER BRAAK, C. J. F. 1988: CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (v 2.1). - 95 S., Ministerie van Landbouw en Visserij, Groep Landsbouwwiskunde, Wageningen, Niederlande.
- THIEDEMANN, J. 1971: Der Hühbeck und Umgebung – Naturgeographie mit besonderer Berücksichtigung der Böden. - Diplomarbeit am Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg, unveröff.
- TÜXEN, R. 1950: Grundriss einer Systematik der nitrophilen Unkrautgesellschaften in der Eurosibirischen Region Europas. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. **N.F. 20**: 49-175.
- TÜXEN, R. 1977: Das Ranunculo repentis-Agropyretum repentis, eine neu entstandene Flutrasen-Gesellschaft an der Weser und an anderen Flüssen. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. **N.F. 19/20**: 219-224.
- UPPENBRINK, M. & P. KNAUER 1987: Funktion, Möglichkeiten und Grenzen von Umweltqualitäten und Eckwerten aus der Sicht des Umweltschutzes. - Veröff. d. Akad. f. Raumforschung u. Landschaftplanung, Forschungs- und Sitzungsberichte **165**: 45-131.
- VAN DE RIJ, C.W.C.J., HAZELHOFF, L. & C.W.P.M. BLOM 1996: Vegetation zonation in a former tidal area: A vegetation response model based on DCA and logistic regression using GIS. - J. Veg. Sci. **7**: 505-518.
- VAN DER MAAREL, E. 1988: Floristic diversity and guild structure in the grasslands of Öland's Stora Alvar. - Acta phytogeogr. suec. **76**: 53-65.
- VAN DER VALK, A.G. 1994: Effects of prolonged flooding on the distribution and biomass of emergent species along a freshwater wetland coenocline - Vegetatio **110**: 185-196.
- VAN DE STEEGH, H.M. & C.W.P.M. BLOM 1998: Impact of hydrology on floodplain vegetation in the lower Rhine system: Implication for nature conservation and nature development. - In: Nienhuis, P.H., Leuven, R.S.E.W. & A.M.J. Ragas (Hrsg.) New concepts for sustainable management of river basins: 131-144. Backhuis, Leiden, Niederlande.
- VAN EIMERN, J. & H. HÄCKEL 1979: Wetter und Klimakunde. - Stuttgart.
- VERKAAR, H. & G. LONDO 1993: Life strategy variation in grassland vegetation. - Z. Ökologie u. Naturschutz **2**: 137-144.
- VOGT, K. 2001: Hydrochore Ausbreitung von Diasporen im Projektgebiet "Weidelandschaft Eidertal". - Diplomarbeit am Ökologiezentrum der Universität Kiel, in Vorber.
- VOLGER, C. 1957: Grünlandschäden durch sommerliche Überschwemmungen, Maßnahmen zur Beseitigung der Schäden. - Das Grünland **6, 11**: 81-84.

- VON BORSTEL, U. 1998: Rahmenbedingungen und Chancen für eine moderne, extensive Grünlandbewirtschaftung. – Vortrag anlässlich der Tagung des Deutschen Verbands für Landschaftspflege vom 06.-07.11.1998 in Magdeburg, Kurzfassung, unveröff.
- WALTER, H. & H. LIETH 1960-67: Klimadiagramm-Weltatlas. - 3 Lieferungen, VEV Gustav Fischer, Jena.
- WALTHER, K. 1950: Die Vegetation des mittleren Weser- und Elbetales. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem., **N.F. 2**: 212-222.
- WALTHER, K. 1973: Zur Vegetation der Flußniederungen um den Hühbeck. - Hannoversches Wendland 4: 31-38.
- WALTHER, K. 1977a: Die Vegetation der Gemeindeweide Fuhlkarren bei Meetschow (Kr. Lüchow-Dannenberg). - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgemeinschaft, **N.F. 19/20**: 253-268.
- WALTHER, K. 1977b: Die Flußniederung von Elbe und Seege bei Gatow (Kr. Lüchow-Dannenberg). - Abh. u. Verh. d. Naturwiss. Ver. in Hamburg, **N.F. Suppl. 20**: 123 S.
- WALTHER, K. 1983: Bemerkenswerte Pflanzengesellschaften um Gorleben (Kreis Lüchow-Dannenberg). - Abh. naturwiss. Ver. Hambg., **N.F. 25**: 187-212.
- WALTHER, K. 1987: Die natürliche und naturnahe Vegetation der Landschaften um Gorleben (Kreis Lüchow-Dannenberg, Niedersachsen) und ihre Gefährdung. - Tuexenia **7**: 303-328.
- WAWRA, B. 2000: Randbedingungen des Grundwassermodells für das Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow. - mdl. Mitt.
- WEBER, C.A. 1928: Das Rohrglanzgras und die Rohrglanzgraswiesen nebst anderen Wiesenarten des nassen und zeitweilig überfluteten Bodens. - Berlin.
- WERNICKE, P. & T. WEBER 1996: Aufbau eines Naturparkinformationssystems für den Naturpark Feldberger Seenlandschaft. - Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern **39, 2** (Großschutzgebiete in MVP): 55-59.
- WIEDENROTH, E.-M. 1969: Grünlandgesellschaften im Niederen Oderbruch. - Arch. Natursch. u. Landschaftsforsch. **9, 2**: 95-140.
- WIEDENROTH, E.-M. 1971: Wechselbeziehungen zwischen Grünlandvegetation und Standort unter besonderer Berücksichtigung des Wasserhaushaltes. - Arch. Natursch. u. Landschaftsforsch. **11, 1/2**: 71-97.
- WILDI, O. 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten – Theorie und Einsatz statistischer Methoden. - Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel **90**. Zürich.
- WILDI, O. 1993 & B. O. KRÜSI 1993: MULVA-5: An upgraded version of a widely used computer package for data analysis in plant ecology. - Abstracta Botanica **17, 1-2**: 267-273.
- WILDI, O. & L. ORLÓCI 1996: Numerical exploration of community patterns – a guide to the use of MULVA-5. - SPB Academic Publishing, Amsterdam, Niederlande.
- WILMANNS, O. 1989: Ökologische Pflanzensoziologie. - 480 S., Quelle & Meyer, Heidelberg.
- ZELESNY, H. 1994: Vegetationskundliche und nährstoffökologische Untersuchungen im Übergangsbereich von Mehrschnitt-Wirtschaftsgrünland zu Streuwiesen im Württembergischen Alpenvorland. - Diss. Bot. **211**, Cramer, Berlin, Stuttgart.

8. Danksagung

Abschließend möchte ich mich an dieser Stelle bei allen denjenigen bedanken, die meine Arbeit tatkräftig unterstützt haben.

Zuallererst gilt mein Dank den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern in den verschiedenen Teilprojekten des Forschungsvorhabens „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“ für die stets konstruktive und fruchtbare Zusammenarbeit. Frau Dipl.-Geogr. Martina Hape und Herr Dipl.-Ing. Jochen Purps vielen Dank für die Ausdauer und Geduld bei der fachlichen Koordination und der Umsetzung der Vegetationsprognosen im Geografischen Informationssystem.

Weiterhin möchte ich mich herzlich bei den Kolleginnen und Kollegen des Fachgebiets Nutztierökologie bedanken, die meine Arbeit stets freundlich unterstützt haben. Prof. Dr. Schwartz danke ich für die Vergabe dieser Arbeit. Ganz besonderer Dank gebührt meinem Arbeitskollegen Dipl.-Ing. agr. Peter Gaußmann für seine ständige Diskussionsbereitschaft sowie praktische Unterstützung im gesamten Untersuchungszeitraum.

Ohne die Unterstützung der Mitarbeiter der Landschaftspflege GmbH Lenzen wäre das gesamte Projekt nicht denkbar gewesen. Für die großzügige Hilfsbereitschaft und die organisatorische Zusammenarbeit möchte ich mich besonders bei Herrn Horst Möhring und Herrn Harald Pester sowie bei Herrn Wolfgang Meyenburg für die Unterstützung bei der Durchführung der Nutzungsexperimente bedanken. Der gleiche Dank gilt den Mitarbeiterinnen der Naturwacht in Lenzen.

Ebenfalls möchte ich Herrn PD Dr. R. Cornelius für die Diskussion der Versuchsplanung während der Kozeptionsphase danken. Herrn Prof. Dr. E.-M. Wiedenroth danke ich recht herzlich für die anregende Diskussion und wertvollen Hinweise in der Endphase der Arbeit.

Bei Frau Dipl.-Biol. Anja Flehmig schließlich möchte ich mich für die kritische Durchsicht des Manuskripts bedanken.

9. Anhang

Tabellen	Seite
Tab. A-1	163
Tab. A-2	164-170
Tab. A-3 bis Tab. A-5	siehe Anhang
Tab. A-6	171
Tab. A-7	172
Tab. A-8 u. Tab. A-9	173
Tab. A-10 u. Tab. A-11	174
Tab. A-12 u. Tab. A-13	175
Tab. A-14 u. Tab. A-15	176
Tab. A-16	177
Tab. A-17	178

Abbildungen	Seite
Abb. A-1	179-180
Abb. A-2	181
Abb. A-3	182
Abb. A-4	183
Abb. A-5	184
Abb. A-6	185
Abb. A-7	186
Abb. A-8	187
Abb. A-9	188
Abb. A-10	189
Abb. A-11	190
Abb. A-12	191
Abb. A-13	192

Tab. A-1: In den Tabellen und Abbildungen im Anhang verwendete Abkürzungen.

Ach-mill	<i>Achillea millefolium</i>	Gly-maxi	<i>Glyceria maxima</i>	Ror-sylv	<i>Rorippa sylvestris</i>
Ach-ptar	<i>Achillea ptarmica</i>	Hol-lana	<i>Holcus lanatus</i>	Rum-cris	<i>Rumex crispus</i>
Agr-cani	<i>Agrostis canina</i>	Inu-brit	<i>Inula britannica</i>	Rum-obtu	<i>Rumex obtusifolius</i>
Agr-stol	<i>Agrostis stolonifera</i>	Lat-prat	<i>Lathyrus pratensis</i>	Rum-thyr	<i>Rumex thyrsiflorus</i>
Agr-capi	<i>Agrostis capillaris</i>	Leo-autu	<i>Leontodon autumnalis</i>	Siu-lati	<i>Sium latifolium</i>
Alo-geni	<i>Alopecurus geniculatus</i>	Lol-pere	<i>Loilium perenne</i>	Sta-palu	<i>Stachys palustris</i>
Alo-prat	<i>Alopecurus pratensis</i>	Lyc-flos	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Ste-gram	<i>Stellaria graminea</i>
Atr-pro	<i>Atriplex prostrata</i>	Lys-numm	<i>Lysimachis nummularia</i>	Ste-medi	<i>Stellaria media</i>
Bid-fron	<i>Bidens frondosa</i>	Men-aqua	<i>Mentha aquatica</i>	Ste-palu	<i>Stellaria palustris</i>
Bro-hord	<i>Bromus hordeaceus</i>	Myo-palu	<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sym-offi	<i>Symphytum officinale</i> agg.
Cap-burs	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Mys-aqua	<i>Myosoton aquaticum</i>	Tar-offi	<i>Taraxacum officinale</i> agg.
Car-grac	<i>Carex gracilis</i> (C. acuta)	Pha-arun	<i>Phalaris arundinacea</i>	Tri-dubi	<i>Trifolium dubium</i>
Car-vulp	<i>Carex vulpina</i>	Phl-prat	<i>Phleum pratense</i>	Tri-hybr	<i>Trifolium hybridum</i>
Cer-dubi	<i>Cerastium dubium</i>	Pla-inte	<i>Plantago intermedia</i>	Tri-prat	<i>Trifolium pratense</i>
Cer-holo	<i>Cerastium holosteoides</i>	Pla-lanc	<i>Plantago lanceolata</i>	Tri-repe	<i>Trifolium repens</i>
Cer-pumi	<i>Cerastium pumilum</i>	Pla-spha	<i>Plantago sphaerostachya</i>	Urt-dioi	<i>Urtica dioica</i>
Che-pol	<i>Chenopodium polyspermum</i>	Poa-palu	<i>Poa palustris</i>	Ver-arve	<i>Veronica arvensis</i>
Cir-arve	<i>Cirsium arvense</i>	Poa-prat	<i>Poa pratensis</i>	Vic-cracc	<i>Vicia cracca</i>
Cir-palu	<i>Cirsium palustre</i>	Poa-triv	<i>Poa trivialis</i>	Vic-tetr	<i>Vicia tetrasperma</i>
Ely-repe	<i>Elytrigia repens</i>	Pol-amph	<i>Polygonum amphibium</i>		
Ero-vern	<i>Erophila verna</i>	Pol-avic	<i>Polygonum aviculare</i>	Streue	Streueschicht
Eup-esul	<i>Euphorbia esula</i>	Pot-rept	<i>Potentilla reptans</i>	off B'	unbedeckter Boden
Fal-conv	<i>Fallopia convolvulus</i>	Ran-auri	<i>Ranunculus auricomus</i>	Moos	Moosschicht
Fes-prat	<i>Festuca pratensis</i>	Ran-repe	<i>Ranunculus repens</i>		
Gal-palu	<i>Galium palustre</i>	Ror-amph	<i>Rorippa amphibia</i>		
Gal-veru	<i>Galium verum</i>	Ror-ance	<i>Rorippa anceps</i>		
Gle-hede	<i>Glechoma hederacea</i>	Ror-palu	<i>Rorippa palustris</i>		

Tab. A-2: Liste der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Gefäßpflanzenarten. (Nomenklatur der Arten nach SCHUBERT et al. 1994 u. 1995; Zeigerwerte/Lebensformen nach ELLENBERG et al. 1991; Rote Liste-Status nach JEDICKE 1997; Stromtalarten nach FISCHER 1996)

Zeigerwerte: F = Feuchtezahl, N = Stickstoffzahl, L = Lichtzahl, T = Temperaturzahl, K = Kontinentalitätszahl, R = Reaktionszahl.

Lebensformen (Lf): A = Hydrophyt, C = krautiger Chamaephyt, G = Geophyt, H = Hemikryptophyt, N = Nanophanerophyt, P = Phanerophyt, T = Therophyt, Z = holziger Chamaephyt, li = Liane, ep = Epiphyt, hp = Halbparasit, vp = Vollparasit

Gefährdungsgrad: Bbg = Brandenburg, SAh = Sachsen-Anhalt, Nds = Niedersachsen, MV = Mecklenburg-Vorpommern

** Nachweis ausschließlich im Dreifelder-Versuch Lenzen (vgl. SCHUBERT et al. 1997)

Arten:		Zeigerwerte						Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N		Bbg	SAh	Nds	MV	
<i>Acer campestre</i>	Feld-Ahorn	(5)	6	4	5	7	6	P	3				
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Berg-Ahorn	(4)		4	6		7	P					
<i>Achillea millefolium</i>	Gewöhnliche Wiesen-Schafgarbe	8			4		5	H,C					
<i>Achillea ptarmica</i>	Sumpf-Schafgarbe	8	6	3	8	4	2	H	3	3		3	
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus	8	6	5	10	7	7	G,A					
<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch	5	5	3	6	7	8	G,H					
<i>Agrimonia eupatoria</i>	Gewöhnlicher Odermennig	7	6	4	4	8	4	H			3F		
<i>Agrostis canina</i>	Hunds-Straußgras	9	5	5	9	3	2	H					
<i>Agrostis capillaris</i>	Rotes Straußgras	7		3		4	4	H					
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras	8		5			5	H					
<i>Alchemilla xanthochlora</i> **	Gelbgrüner Frauenmantel	6	4	2	7	7		H	1		3	1	
<i>Alisma lanceolatum</i>	Lanzettblättriger Froschlöffel	7	7	2	10	7	5	A	2			1	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Gewöhnlicher Froschlöffel	7	5		10		8	A					
<i>Alliaria petiolata</i>	Knoblauchsrauke	5	6	3	5	7	9	H					
<i>Allium scorodoprasum</i>	Schlangen-Lauch	6	6	5	7	7	7	G			3F		X
<i>Allium vineale</i>	Weinbergs-Lauch	5	7	3	4		7	G					
<i>Alopecurus aequalis</i>	Ziegelroter Fuchsschwanz	9		5	9		9	T,H					
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanzgras	9	6	3	8	7	7	H					
<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanzgras	6		5	6	6	7	H					
<i>Anchusa arvensis</i>	Acker-Krummhals	7	6	6	4		4	T,H					
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gewöhnliches Ruchgras					5		T,H				3	
<i>Anthriscus caucalis</i>	Hunds-Kerbel	8	6	2	5	6	6	T			2	3	
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Wilder-Kerbel	7		5	5		8	H					
<i>Apera spica-venti</i>	Gewöhnlicher Windhalm	6	6	4	6	5		T					
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Acker-Schmalwand	6	6	3	4	4	4	T,H					
<i>Arctium nemorosum</i>	Hain Klette	6	6	2	7	7	9	H					
<i>Arctium tomentosum</i>	Filzige Klette	8	5	7	5	8	9	H					
<i>Armeria elongata</i>	Sand-Grasnelke	6	7	3	3	6	2	H			3	3	
<i>Armoracia rusticana</i>	Meerrettich	8	6	3	5		9	G					
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer	8	5	3	5	7	7	H					
<i>Artemisia annua</i>	Einjähriger Beifuß	9	7	7	4	7	6	T					X
<i>Artemisia campestris</i>	Feld-Beifuß	9	6	5	2	5	2	C					
<i>Artemisia vulgaris</i>	Gemeiner Beifuß	7	6		6		8	H,C					
<i>Asparagus officinalis</i>	Gemüse-Spargel	6	6	7	3		4	G					
<i>Atriplex patula</i> **	Spreizende Melde	6	6		5	7	7	T					
<i>Atriplex prostrata</i>	Spieß-Melde	8	6		6		9	T					
<i>Barbarea stricta</i>	Steifes Barbarakraut	8	6	7	7	7	8	H					X
<i>Barbarea vulgaris</i>	Echtes Barbarakraut	8	6	3	6		6	H					
<i>Bellis perennis</i>	Gänseblümchen	8		2	5		6	H					
<i>Betula pendula</i>	Hänge-Birke	(7)						P					
<i>Bidens frondosa</i>	Schwarzfrüchtiger Zweizahn	7	6		8	7	8	T					X
<i>Bidens tripartita</i>	Dreiteiliger Zweizahn	8	6		9		8	T					
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Meerbinse	8	6	X	10	8	7	A,G					X
<i>Briza media</i> **	Zittergras	8		3			2	H	3		2F	2	
<i>Bromus hordeaceus</i>	Weiche Trespe	7	6	3			3	T					
<i>Bromus inermis</i>	Unbegrannte Trespe	8		7	4	8	5	H,G					
<i>Bromus tectorum</i>	Dach-Trespe	8	6	7	3	8	4	T					
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwabenblume	6	6	5	10		7	A	3		3		
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Land-Reitgras	7	5	7			6	G,H					
<i>Callitriche cophocarpa</i>	Sumpf-Wasserstern	8			10	8	5	A					
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	7			9		6	H	3		3		
<i>Calystegia sepium</i>	Zaun-Winde	8	6	5	6	7	9	G,H,li					

Arten:		Zeigerwerte						Lf	Rote Liste-Status				Strom- talpfl.
		L	T	K	F	R	N		Bbg	SAh	Nds	MV	
<i>Camelina sativa</i> **	Saat-Leindotter	7	7	6	4	6	6	T	2		0	0	
<i>Campanula patula</i>	Wiesen-Glockenblume	8	6	4	5	7	5	H	3		2F	3	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Gewöhnliches Hirtentäschel	7			5		6	T					
<i>Cardamine parviflora</i> **	Kleinblütiges Schaumkraut	8	6	5	7	7	6	T	3	1	4	0	X
<i>Cardamine pratensis</i>	Wiesen-Schaumkraut	4			6			H		3		3	
<i>Carduus crispus</i>	Krause Distel	7	6		6	7	9	H					
<i>Carduus nutans</i>	Nickende Distel	8	6	5	4	8	6	H			3F		
<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge	7	5	7	9	6	4	G,A					
<i>Carex acutiformis</i> **	Sumpf-Segge	7		3	9	7	5	G,A					
<i>Carex arenaria</i>	Sand-Segge	7	6	2	3	2	2	G,H					
<i>Carex brizoides</i>	Zittergras-Segge	6	5	4	6	4	3	H,G					X
<i>Carex echinata</i> **	Stern-Segge	8		3	8	3	2	H	3	3	3	2	
<i>Carex elata</i> **	Steife Segge	8		2	10		5	H,A			3		
<i>Carex elongata</i> **	Walzen-Segge	4	6	3	9	7	6	H			3		
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge	7	6	3	6		5	G					
<i>Carex leporina</i>	Hasenfuß-Segge	7		3	7	3	3	H					
<i>Carex muricata</i> agg.	Sparrige Segge	7	6	3	4		6	H					
<i>Carex nigra</i>	Wiesen-Segge	8		3	8	3	2	G	3	3		3	
<i>Carex otrubae</i>	Hain-Segge	6	6	2	8	7	6	H,G		3			
<i>Carex pallescens</i>	Bleiche Segge	7	4	3	6	4	3	H			3F		
<i>Carex panicea</i>	Hirsen-Segge	8		3	8		4	G,H	3		3	2	
<i>Carex praecox</i>	Frühe Segge	9	6	6	3		4	G,H		3	3	1	X
<i>Carex pseudocyperus</i> **	Scheinzyper-Segge	7	6	3	9	6	5	A,H					
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge	7	6	3	9	7	4	A,H					
<i>Carex vesicaria</i>	Blasen-Segge	7	4		9	6	5	A,H	3		3	3	
<i>Carex vulpina</i>	Fuchs-Segge	9	6	5	8		5	H,G		2	3	3	
<i>Carex x elytroides</i>	Bastard-Segge												
<i>Carpinus betulus</i>	Hainbuche	(4)	6	4				P					
<i>Centaurea jacea</i>	Wiesen-Flockenblume	7		5				H	3		(3F)	3	
<i>Centaurea scabiosa</i>	Skabiosen-Flockenblume	7		3	3	8	4	H	3			3	
<i>Centaureum erythraea</i>	Echtes Tausendgüldenkraut	8	6	5	5	6	6	T,H	3			3	
<i>Cerastium arvense</i>	Acker-Hornkraut	8		5	4	6	4	C					
<i>Cerastium dubium</i>	Klebriges Hornkraut	9	6	6	8	7	5	T	3	4	4		X
<i>Cerastium holosteoides</i>	Gewöhnliches Hornkraut	6			5		5	C,H					
<i>Cerastium pallens</i>	Bleiches Zwerg-Hornkraut	8	7	4	2	8	2	T	?				X
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Rauhes Hornblatt	6	7		12	8	8	A					
<i>Ceratophyllum submersum</i>	Zartes Hornblatt	5	8	5	12	8	7	A			3		
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	Knolliger Kälberkropf	7	6	5	7	8	8	T,G					X
<i>Chenopodium album</i>	Weißer Gänsefuß				4		7	T					
<i>Chenopodium bonus-henricus</i>	Guter Heinrich	8		2	5		9	T,G					
<i>Chenopodium hybridum</i>	Bastard-Gänsefuß	7	6	7	5	8	8	T			3		
<i>Chenopodium polyspermum</i>	Vielsamiger Gänsefuß	6	6	4	6		8	T					
<i>Chenopodium rubrum</i>	Roter Gänsefuß	8	6	7	7	7	9	T					
<i>Cichorium intybus</i>	Wegwarte	9	6	5	4	8	5	H					
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel	8	5				7	G					
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel	7	5	3	8	4	3	H					
<i>Cirsium vulgare</i>	Gewöhnliche Kratzdistel	8	5	3	5	7	8	H					
<i>Cnidium dubium</i>	Brenndolde	7	7	6	8	6		H	2	2	2	1	X
<i>Convolvulus arvensis</i>	Acker-Winde	7	6		4	7		G,Hli					
<i>Conyza canadensis</i>	Kanadisches Berufkraut	8	6		4		5	T,H					
<i>Cornus sanguinea</i>	Roter Hartriegel	7	5	4	5	7		N					
<i>Corrigiola litoralis</i>	Hirschsprung	8	6	2	7	5	5	T	2	3	3F	2	X
<i>Corynephorus canescens</i>	Silbergras	8	6	5	2	3	2	H					
<i>Crataegus laevigata</i> agg.	Zweigrieffeliger Weißdorn	6	6	4	5	7	5	N,P					
<i>Crataegus monogyna</i> agg.	Eingrieffeliger Weißdorn	7	5	3	4	8	4	N,P					
<i>Crepis biennis</i>	Wiesen-Pippau	7	5	3	5	6	5	H					
<i>Crepis tectorum</i> **	Dach-Pippau	8	6	7	4		6	T,H			3F		
<i>Cruciata laevipes</i> **	Gewimpertes Kreuzlabkraut	7	5	5	6	6	7	H					X
<i>Cucubalus baccifer</i>	Hühnerbiß	6	6	4	9	8	7	H	1	3	2	1	X
<i>Cuscuta epithymum</i>	Quendel-Seide			5			2	Tvp	3		2	2	
<i>Cuscuta trifolii</i> **	Kleeseide							T,VP				0	
<i>Cynosurus cristatus</i>	Wiesen-Kammgras	8	5	3	5		4	H	3			3	
<i>Dactylis glomerata</i>	Wiesen-Knäuelgras	7		3	5		6	H					
<i>Daucus carota</i>	Wilde Möhre	8	6	5	4		4	H					
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele	6			7		3	H					

Arten:		Zeigerwerte						Lf	Rote Liste-Status				Strom- talpfl.
		L	T	K	F	R	N		Bbg	SAh	Nds	MV	
<i>Descurainia sophia</i>	Besenrauke	8	6	7	4		6	T					
<i>Dianthus deltoides</i>	Heide Nelke	8	5	4	3	3	2	C,H	3		3	3	
<i>Dipsacus fullonum</i>	Wilde Karde	9	6	3	6	8	7	H					
<i>Dipsacus sylvestris</i> **	Weber-Karde	9	6	3	6	8	7	H					X
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Dornfarn	5		3		4	3	H					
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Hühnerhirse	6	7	5	5		8	T					
<i>Echium vulgare</i>	Gewöhnlicher Natternkopf	9	6	3	4	8	4	H			3F		
<i>Eleocharis palustris</i>	Gewöhnliche Sumpfbirse	8			10			A					
<i>Eleocharis uniglumis</i>	Einspelzige Sumpfbirse	7	5		9	7	5	A			3B	3	
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest	7	6	5	12	7	7	A					
<i>Elymus repens</i>	Gemeine Quecke	7	6	7			7	G					
<i>Epilobium angustifolium</i>	Schmalblättriges Weidenröschen	8		5	5	5	8	H					
<i>Epilobium ciliatum</i>	Drüsiges Weidenröschen	7	6		5	7	8	H					
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen	7	5	5	8	8	8	H					
<i>Epilobium obscurum</i>	Dunkelgrünes Weidenröschen	7	5	2	8	4	4	H,C	3	2		G	
<i>Epilobium palustre</i> **	Sumpf-Weidenröschen	7	5		9		2	H	3				
<i>Equisetum arvense</i>	Acker-Schachtelhalm	6			6		3	G					
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm	8	4		10		5	A,G					
<i>Erodium cicutarium</i>	Gewöhnlicher Reiherschnabel	8	6	5	4			T,H					
<i>Erophila verna</i>	Frühlings-Hungerblümchen	8	6	3	3		2	T					
<i>Eryngium campestre</i>	Feld-Mannstreu	9	7	5	3	8	3	H			3F	2	X
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	Acker-Schöterich	7	5		5	7	7	T					
<i>Euonymus europaea</i>	Pfaffenhütchen	6	5	3	5	8	5	N					
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Zypressen-Wolfsmilch	8		4	3		3	H,G					
<i>Euphorbia esula</i>	Scharfe Wolfsmilch	8	6	5	4	8		H					
<i>Euphorbia helioscopia</i>	Sonnenwend-Wolfsmilch	6		3	5	7	7	T					
<i>Euphorbia palustris</i>	Sumpf-Wolfsmilch	8	6	6	8	8		H	2	3	2F	1	X
<i>Fagus sylvatica</i>	Rotbuche	(3)	5	2	5			P					
<i>Festuca arundinacea</i>	Rohr-Schwingel	8	5		7	7	4	H					
<i>Festuca gigantea</i>	Riesen-Schwingel	4	5	3	7	6	6	H					
<i>Festuca ovina</i> agg.	Schaf-Schwingel												
<i>Festuca pratensis</i>	Wiesen-Schwingel	8	x	3	6	x	6	H					
<i>Festuca rubra</i> agg.	Rot-Schwingel							H					
<i>Filipendula ulmaria</i>	Echtes Mädesüß	7	5		8		4	H					
<i>Fraxinus excelsior</i>	Gewöhnliche Esche	(4)	5	3		7	7	P					
<i>Gagea lutea</i>	Wald-Goldstern	4	5	4	6	7	7	G					
<i>Gagea pratensis</i>	Wiesen-Goldstern	7	6	5	4	8	6	G					
<i>Galeopsis speciosa</i>	Bunter-Hohlzahn	7		6	5		8	T			3		
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gemeiner Hohlzahn	7		3	5		6	T					
<i>Galinsoga parviflora</i>	Kleinblütiges Franzosenkraut	7	6	3	5	5	8	T					
<i>Galium album</i>	Weißes Labkraut	7		3	5	7		H					
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut	7	6	3		6	8	Tli					
<i>Galium boreale</i> **	Nordisches Labkraut	6	6	7	6	8	2	H	3		2	3	
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut	6	5	3	9		4	H					
<i>Galium uliginosum</i> **	Moor-Labkraut	6	5		8		2	H				3	
<i>Galium verum</i>	Echtes Labkraut	7	6	4	5	7	5	H			3F		
<i>Geranium dissectum</i>	Schlitzblättriger Storchschnabel	6	6	3	5	8	5	T				3	
<i>Geranium pusillum</i> **	Kleiner Storchschnabel	7	6	5	4		7	T					
<i>Geranium robertianum</i>	Stinkender Storchschnabel	5		3			7	T,H					
<i>Geum urbanum</i>	Echte Nelkenwurz	4	5	5	5		7	H					
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann	6	6	3	6		7	G,H					
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden	7		3	9		7	A,H					
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden	9	5		10	8	9	A,H					
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Sumpf-Ruhrkraut	7	6	4	7	4	4	T					
<i>Heracleum sphondylium</i>	Wiesen-Bärenklau	7	5	2	5		8	H					
<i>Herniaria glabra</i>	Kahles Bruchkraut	8	6	5	3	4	2	H,T			(3)		
<i>Hieracium caespitosum</i>	Wiesen-Habichtskraut	8	5	6	7	7	3	H	2	3		2	
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras	7	6	3	6		4	H					
<i>Hordeum murinum</i>	Mäuse-Gerste	8	7		4	7	5	T					
<i>Hordeum secalinum</i> **	Roggen-Gerste	8	6	2	6	6	5	H		2	2	1	X
<i>Hottonia palustris</i>	Wasserfeder	7	6	5	12	5	4	A	3	3			
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen	7	6	3	8	6	8	Hli					
<i>Hypericum hirsutum</i>	Behaartes Johanniskraut	7	6	4	5	8	7	H			3F	0	X
<i>Hypericum perforatum</i>	Echtes Johanniskraut	7	6	5	4	6	3	H					
<i>Hypochoeris radicata</i> **	Gemeines Ferkelkraut	8	5	3	5	4	3	H					

Arten:		Zeigerwerte						Lf	Rote Liste-Status				Strom- talpfl.
		L	T	K	F	R	N		Bbg	SAh	Nds	MV	
<i>Inula britannica</i>	Wiesen-Alant	8	6	5	7	8	5	H	3	3	3F	3	X
<i>Iris pseudacorus</i>	Sumpf-Schwertlilie	7	6	3	9		7	A,G					
<i>Juncus articulatus</i> **	Glieder-Binse	8		3	9		2	H					
<i>Juncus bufonius</i>	Krötenbinse	7	5		7	3	4	T					
<i>Juncus compressus</i>	Zusammengedrückte Binse	8	5	3	8	7	5	G					
<i>Juncus conglomeratus</i>	Knäuel-Binse	8	5	3	7	4	3	H				3	
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse	8	5	3	7	3	4	H					
<i>Lamium album</i>	Weißes Taubnessel	7		3	5		9	H					
<i>Lamium amplexicaule</i>	Stengelumfassende Taubnessel	6	6	5	4	7	7	T					
<i>Lamium purpureum</i>	Rote Taubnessel	7	5	3	5	7	7	T,H					
<i>Lapsana communis</i>	Rainkohl	5	6	3	5		7	H,T					
<i>Lathyrus pratensis</i>	Wiesen-Platterbse	7	5		6	7	6	Hli					
<i>Lathyrus tuberosus</i> **	Knollen-Platterbse	7	6	6	4	8	4	G,Hli			(3)		
<i>Lemna gibba</i>	Buckelige Wasserlinse	8	6	3	11	8	8	A					
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse	7	5	3	11		6	A					
<i>Lemna trisulca</i>	Dreifurchige Wasserlinse	7	6	3	12	7	5	A					
<i>Leontodon autumnalis</i>	Herbst-Löwenzahn	7		3	5	5	5	H					
<i>Leontodon hispidus</i>	Steifhaariger Löwenzahn	8		3	5	7	6	H	3		2		
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	Katzenschwanz	7	7	8	6	8	8	T,H		2	3	2	X
<i>Lepidium rudernale</i>	Schutt-Kresse	9	6	7	4		6	T,H					
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Gewöhnliche Wucherblume	7		3	4		3	H					
<i>Limosella aquatica</i>	Schlammling	7	6	3	8	7	3	T	3	3	3F	3	X
<i>Linaria vulgaris</i>	Gewöhnliches Leinkraut	8	6	5	4	7	5	G,H					
<i>Lolium multiflorum</i>	Vielblütiges Weidelgras	7	7	3	4	7	6	H,T					
<i>Lolium perenne</i>	Ausdauerndes Weidelgras	8	6	3	5	7	7	H					
<i>Lolium perenne</i> x <i>Festuca pratensis</i> **								H					
<i>Lotus corniculatus</i>	Gewöhnlicher Hornklee	7		3	4	7	3	H					
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee	7	5	2	8	6	4	H					
<i>Luzula campestris</i>	Feld-Hainsimse	7		3	4	3	2	H				3	
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke	7	5	3	7			H	3			2	
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp	7	6	5	9	7	7	H,A					
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut	4	6	4	6			C					
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich	6			8			H					
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich	7	5	5	8	6		H					
<i>Matricaria discoidea</i>	Strahlenlose Kamille	8	5	3	5	7	8	T					
<i>Matricaria recutita</i>	Echte Kamille	7	6	5	5	5	5	T					
<i>Medicago sativa</i> **	Saatluzerne	8	6	6	4	7		H					
<i>Melilotus alba</i>	WeißerSteinklee	9	6	6	3	7	4	H,T					
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze	7	5	3	9	7	5	H,A					
<i>Mentha arvensis</i>	Acker-Minze	7			8			G,H					
<i>Mentha pulegium</i>	Polei-Minze	8	7	3	7	7	7	H	3	2	2	1	X
<i>Mentha x piperita</i> agg.**	Grüne Minze	8	7		6	7	6	H					
<i>Moehringia trinervia</i>	Dreinerbige Nabelmiere	4	5	3	5	6	7	T,H					
<i>Montia fontana</i> ssp. <i>chondrosperma</i>	Kleines Quellkraut	7	6	2	8	3	4	T,A	2	2	3F	2	
<i>Myosotis arvensis</i>	Acker-Vergißmeinnicht	6	6	5	5		6	T,H					
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht	7	X	5	8	X	5	H					
<i>Myosotis ramosissima</i>	Hügel-Vergißmeinnicht	9	6	5	2	7	1	T	3		3		
<i>Myosoton aquaticum</i>	Wasserdarm	7	5	3	8	7	8	G,H					
<i>Myosurus minimus</i>	Mäuseschwänzchen	8	7	5	7	6	5	T			3		
<i>Nasturtium officinale</i>	Brunnenkresse	7		3	10	7	7	A		3			
<i>Odontites vulgare</i>	Roter Zahntrost	6	6	3	5	7	5	Thp				3	
<i>Oenanthe aquatica</i>	Großer Wasserfenchel	7	6	5	10	7	6	A,H					
<i>Oenanthe fistulosa</i>	Röhriger Wasserfenchel	7	7	2	9	8	5	H,A	3	2	3	2	
<i>Oenothera biennis</i>	Gewöhnliche Nachtkerze	9	7	3	4		4	H					
<i>Ononis spinosa</i>	Dorniger Hauhechel	8	6	5	4	7	3	Z,H	3		3F		
<i>Papaver argemone</i>	Sand-Mohn	6	6	2	4	5	5	T					
<i>Peplis portula</i>	Sumpfküendel	8	6	3	7	3	2	T		3		3	
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras	7	5		9	7	7	G,H					
<i>Phleum pratense</i>	Wiesen-Lieschgras	7		5	5		6	H					
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	7	5		10	7	7	G,A					
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitz-Wegerich	6		3				H					
<i>Plantago major</i>	Breit-Wegerich	8			5		6	H					
<i>Plantago intermedia</i>	Mittlerer-Wegerich	7	6		7	5	4	H,T					

		Zeigerwerte						Lf	Rote Liste-Status				Strom- talpfl.
Arten:		L	T	K	F	R	N		Bbg	SAh	Nds	MV	
<i>Poa annua</i>	Einjähriges Rispengras	7		5	6		8	T,H					
<i>Poa bulbosa</i>	Knolliges Rispengras	8	7	7	3	5	2	H			2	1	
<i>Poa compressa**</i>	Flaches Rispengras	9		4	3	9	3	H					
<i>Poa palustris</i>	Sumpf-Rispengras	7	5	5	9	8	7	H					
<i>Poa pratensis</i>	Wiesen-Rispengras	6			5		6	H,G					
<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras	6		3	7		7	H,C					
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich	7	6		11	6	4	A,G					
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	Vogel-Knöterich	7	6				6	T					
<i>Polygonum convolvulus</i>	Acker-Windenknöterich	7	6		5		6	Tli					
<i>Polygonum dumetorum</i>	Hecken-Windenknöterich	6	6	4	5		7	Tli					
<i>Polygonum hydropiper</i>	Wasserpfeffer	7	6		8	5	8	T					
<i>Polygonum lapathifolium</i>	Ampfer-Knöterich	6	6	4	8		8	T					
<i>Polygonum persicaria</i>	Floh-Knöterich	6	6	3	5	7	7	T					
<i>Populus nigra</i>	Schwarz-Pappel	(5)	6	6	8	7	7	P	1	1	3		
<i>Populus nigra</i> -Hybriden	Pappel-Hybriden							P					
<i>Populus tremula</i>	Zitter-Pappel	(6)	5	5	5			P					
<i>Potamogeton compressus</i>	Flachstengeliges Laichkraut	6	5	?	12	8	4	A	2	0	3F	2	
<i>Potamogeton natans</i>	Schwimmendes Laichkraut	6	5	5	11	7	5	A					
<i>Potamogeton perfoliatus**</i>	Durchwachsenes Laichkraut	6			12	7	6	A	3		3		
<i>Potamogeton pusillus</i> agg.**	Kleines Laichkraut	6	5	5	12	6		A	3	3		3	
<i>Potamogeton trichoides</i>	Haarblättriges Laichkraut	8	6	5	11	5	4	A	2	3		2	
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut	7	6		6		7	H					
<i>Potentilla argentea</i>	Silber-Fingerkraut	9	6	3	2	3	1	H					
<i>Potentilla reptans</i>	Kriechendes Fingerkraut	6	6	3	6	7	5	H					
<i>Prunella vulgaris</i>	Kleine Braunelle	7		3	5	7		H					
<i>Prunus spinosa</i>	Schlehndorn	7	5	5	4	7		N					
<i>Pulicaria vulgaris</i>	Kleines Flohkraut	9	6	?	8	6	7	T	3	2	2F	2	X
<i>Quercus robur</i>	Stiel-Eiche	(7)	6	6				P					
<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß	7		3	6			H					
<i>Ranunculus auricomus</i>	Gold-Hahnenfuß	5	6	3		7		H	3				X
<i>Ranunculus bulbosus</i>	Knolliger Hahnenfuß	8	6	3	3	7	3	G,H			3F		
<i>Ranunculus circinatus</i>	Spreizender Hahnenfuß	6	6	5	12	7	8	A	3				
<i>Ranunculus ficaria</i>	Scharbockskraut	4	5	3	6	7	7	G					
<i>Ranunculus flammula</i>	Brennender Hahnenfuß	7		3	9	3	2	H				3	
<i>Ranunculus lingua</i>	Zungen-Hahnenfuß	7			10	6	7	H,A	2	2	3F	3	
<i>Ranunculus peltatus</i>	Schild-Wasserhahnenfuß	6	6	3	12	5	6	A		3		3	
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß	6			7			H					
<i>Ranunculus sardous</i>	Rauher Hahnenfuß	8	6	4	8		7	T	3	3	2F	2	
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß	9	6		9	7	9	T					
<i>Rhamnus cathartica</i>	Purgier-Kreuzdorn	7	5	5	4	8	4	N			3F		
<i>Rorippa amphibia</i>	Wasser-Sumpfkresse	7	6	7	10	7	8	A,H					
<i>Rorippa austriaca**</i>	Österreichische Sumpfkresse	8	7	4	7	8	8	H			4		X
<i>Rorippa palustris</i>	Gewöhnliche Sumpfkresse	7			8		8	T,H					
<i>Rorippa sylvestris</i>	Wilde Sumpfkresse	6	6	3	8	8	6	G,H					
<i>Rosa canina</i>	Hecken-Rose	8	5	3	4			N					
<i>Rosa corymbifera</i>	Busch-Rose	8	6	4	4	7	5	N					
<i>Rosa subcanina</i>	Hundsähnliche Rose	8	5	3	4	6	3	N					
<i>Rosa vosagiaca</i> (syn. <i>R. dumalis</i>)	Graugrüne Rose	7	5	2	5	6	3	N	3		3	3	
<i>Rubus caesius</i>	Kratzbeere	6	5	4		8	7	zli					
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Echte Brombeere												
<i>Rumex acetosa</i>	Wiesen-Sauerampfer	8					6	H					
<i>Rumex acetosella</i>	Kleiner Sauerampfer	8	5	3	4	2	2	G,H					
<i>Rumex conglomeratus**</i>	Knäuel-Ampfer	8	6	3	7		8	H					
<i>Rumex crispus</i>	Krauser Ampfer	7	5	3	7		5	H					
<i>Rumex hydrolapathum**</i>	Fluß-Ampfer	7	6	3	10	7	7	A,H					
<i>Rumex maritimus</i>	Ufer-Ampfer	8	7		9	8	9	T					
<i>Rumex obtusifolius</i>	Stumpfbblättriger Ampfer	7	5	3	6		9	H					
<i>Rumex palustris**</i>	Sumpf-Ampfer	8	7	3	9	9	8	T				2	
<i>Rumex sanguineus</i>	Hain-Ampfer	4	6	2	8	7	7	H					
<i>Rumex stenophyllus**</i>	Schmalblättriger Ampfer	8	6	8	7	8	5	H		3			X
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	Straußblütiger Sauerampfer	8	7	7	3	7	4	H					
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Gewöhnliches Pfeilkraut	7	6	4	10	7	6	A		3			
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide	(5)	6	6	8	8	7	P					
<i>Salix caprea</i>	Sal-Weide	7		3	6	7	7	N,P					

		Zeigerwerte						Lf	Rote Liste-Status				Strom- talpfl.
Arten:		L	T	K	F	R	N		Bbg	SAh	Nds	MV	
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide	7		5	9	5	4	N					
<i>Salix fragilis</i>	Bruch-Weide	(5)	5	3	8	6	6	P					
<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder	7	5	3	5		9	N					
<i>Saponaria officinalis</i>	Echtes Seifenkraut	7	6	3	5	7	5	H					
<i>Saxifraga granulata</i>	Körnchen-Steinbrech		6	2	4	5	3	H		3	2		
<i>Schoenoplectus lacustris**</i>	Gemeine Teichsimse	8	6	3	11	7	6	C					
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Wald-Simse	6	5	4	8	4	4	G					
<i>Scleranthus annuus</i>	Einjähriger Knäuel	6	5	4	5	2	5	T					
<i>Scrophularia nodosa</i>	Knotige Braunwurz	4	5	3	6	6	7	H					
<i>Scutellaria galericulata</i>	Sumpf-Helmkraut	7	6	5	9	7	6	H					
<i>Scutellaria hastifolia</i>	Spießblättriges Helmkraut	7	7	6	8	7	5	H	2	2	2	1	X
<i>Sedum acre</i>	Scharfer Mauerpfeffer	8	6	3	2		1	C					
<i>Sedum reflexum</i>	Felsen-Mauerpfeffer	7	5	4	2	5	1	C			3		
<i>Sedum sexangulare</i>	Milder Mauerpfeffer	7	5	4	2	6	1	C					
<i>Senecio aquaticus</i>	Wasser-Greiskraut	7	6	2	8	4	5	H	3	3	3	2	X
<i>Senecio erraticus**</i>	Spreizblättriges Kreuzkraut	8	6	2	6		6	H	1	2	3		
<i>Senecio erucifolius**</i>	Raukenblättriges Greiskraut	8	6	4	3	8	4	H	2				
<i>Senecio jacobaea**</i>	Jakobs-Greiskraut	8	5	3	4	7	5	H					
<i>Senecio vernalis</i>	Frühlings-Greiskraut	7	6	6	4	7	6	T,H					
<i>Senecio viscosus</i>	Klebriges Greiskraut	8	6	4	3		4	T					
<i>Senecio vulgaris</i>	Gewöhnliches Greiskraut	7			5		8	T,H					
<i>Silau silaus</i>	Wiesen-Silau	7	6	5		7	2	H	3	3	2	1	X
<i>Silene alba</i>	Weißes Lichtnelke	8	6		4		7	H					
<i>Silene vulgaris</i>	Taubenkropf	8			4	7	2	H,C					
<i>Sinapis arvensis</i>	Acker-Senf	7	5	3		8	6	T					
<i>Sium latifolium</i>	Breitblättriger Merk	7	6	4	10	7	7	A,H					
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten	7	5		8		8	Nli					
<i>Sonchus asper</i>	Rauhe Gänsedistel	7	5		6	7	7	T					
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben	7	6	5	10	7	7	A					
<i>Spergula morisonii</i>	Frühlings-Spark	9	5	4	3		2	T					
<i>Spergularia rubra</i>	Roter Spärkling	7	5		5	3	4	T,H					
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Teichlinse	7	6	5	11	6	6	A					
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest	7	5		7	7	6	G					
<i>Stachys sylvatica</i>	Wald-Ziest	4		3	7	7	7	H					
<i>Stellaria graminea</i>	Gras-Sternmiere	6			4	4	3	H					
<i>Stellaria media agg.</i>	Vogelmiere	6				7	8	T					
<i>Stellaria nemorum**</i>	Hain-Sternmiere	4		4	7	5	7	H			3F		
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf-Sternmiere	5	5	7	9	4	2	H	3	3			
<i>Symphytum officinale agg.</i>	Echter Beinwell	7	6	3	8		8	H,G					
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn	8	6	4	5	8	5	H					
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	Wiesen-Löwenzahn	7			5		7	H					
<i>Teucrium scordium</i>	Lauch-Gamander	7	7	5	8	8	4	H	2	1	2F	2	X
<i>Thalictrum flavum</i>	Gelbe Wiesenraute	7	6	5	8	8	4	H		3	3	2	X
<i>Thlaspi arvense</i>	Acker-Hellerkraut	6	5		5	7	6	T					
<i>Torilis japonica</i>	Gewöhnlicher Klettenkerbel	6	6	3	5	8	8	T,H					
<i>Tragopogon dubius**</i>	Großer Bocksbart	8	7	4	4	8	4	H			3	2	
<i>Tragopogon pratensis</i>	Wiesen-Bocksbart	7	6	3	4	7	6	H					
<i>Trifolium arvense</i>	Hasen-Klee	8	6	3	3	2	1	T					
<i>Trifolium campestre</i>	Feld-Klee	8	6	3	4	6	3	T					
<i>Trifolium dubium</i>	Faden-Klee	6	6	3	5	6	5	T					
<i>Trifolium fragiferum</i>	Erdbeer Klee	8	6	5	7	8	7	H	3	3	2B		X
<i>Trifolium hybridum</i>	Schweden-Klee	7	6	5	6	7	5	H					
<i>Trifolium pratense</i>	Roter Wiesen-Klee	7		3				H					
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee	8			5	6	6	C,H					
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	Geruchlose Kamille	7	6	3		6	6	T					
<i>Trisetum flavescens**</i>	Goldhafer	7		5			5	H	3				
<i>Tussilago farfara</i>	Huflattich	8		3	6	8		G					
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben	8	6	5	10	7	8	A,H					
<i>Ulmus laevis</i>	Flatter-Ulme	(4)	6	5	8	7	7	P			3		X
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennessel				6	7	8	H					
<i>Verbascum thapsus</i>	Kleinblütige Königskerze	8		3	4	7	7	H				3	
<i>Veronica agrestis**</i>	Acker-Ehrenpreis	6	6	2	6	7	7	T			3		
<i>Veronica arvensis</i>	Feld-Ehrenpreis	7	6	3	4	6		T					
<i>Veronica chamaedrys</i>	Gamander Ehrenpreis	6			5			C					
<i>Veronica hederifolia agg.</i>	Efeublättriger Ehrenpreis	6	6	3	5	7	7	T					

Arten:		Zeigerwerte						Lf	Rote Liste-Status				Strom- talpfl.
		L	T	K	F	R	N		Bbg	SAh	Nds	MV	
<i>Veronica persica</i>	Persischer Ehrenpreis	6		3	5	7	7	T					
<i>Veronica scutellata</i>	Schild-Ehrenpreis	8	5	3	9	3	3	H	3	3		3	
<i>Veronica serpyllifolia</i>	Quendel-Ehrenpreis			3	6	5		H					
<i>Viburnum opulus</i>	Gewöhnlicher Schneeball	6	5	3		7	6	N					
<i>Vicia cracca</i>	Vogel-Wicke	7	5		5			Hli					
<i>Vicia hirsuta</i>	Rauhaarige Wicke	7	6	5	4		4	Tli					
<i>Vicia sativa</i> ssp. <i>Nigra</i>	Schmalblättrige Wicke	5	6	3				Tli					
<i>Vicia tenuissima</i> **	Zierliche Wicke	7	8	2	4	6	6	Tli					
<i>Vicia tetrasperma</i>	Viersamige Wicke	6	6	5	5	5	5	Tli					
<i>Vicia villosa</i>	Zottel-Wicke	7	6	5	4	6	5	T,Hli					
<i>Viola arvensis</i>	Acker-Stiefmütterchen	6	5					T					
<i>Viola pumila</i> **	Niedriges Veilchen	8	7	6	7	6	4	H		2			
<i>Viola riviniana</i>	Hain-Veilchen	5		3	4	4		H					
<i>Viola stagnina</i>	Gräben-Veilchen								2	2	2F	1	X
<i>Viola tricolor</i>	Wildes-Stiefmütterchen	7			4			H,T					
<i>Xanthium albinum</i>	Elb-Spitzklette	8	6	4	8	7	7	T					X

Tab. A-6: Effekte verschiedener Formen der Grünlandbewirtschaftung auf die Vegetation.

Bewirtschaftungsform	Effekte				Naturschutzaspekte
	Trittbelastung	Selektion	Nutzungs- termine	Bestands- struktur	
Mähwiese	<ul style="list-style-type: none"> keine Verdichtung durch eingesetzte Maschinen (Schnitt, Wenden, Schwaden, Pressen/Häckseln, Abtransport) 	<ul style="list-style-type: none"> keine Selektion vollständige Entnahme des Aufwuchses Konkurrenzvorteil für Arten mit nahe dem Boden oder darunter liegenden Erneuerungsknospen (Rhizompflanzen, Hemikryptophyten) 	<ul style="list-style-type: none"> in der Regel später als bei Weiden liegend 	<ul style="list-style-type: none"> zur vollen Bestandeshöhe aufwachsend; nur nach der Mahd kurzrasig Bestand bei Schnitt vollständig geöffnet (Lichtangebot!) 	<ul style="list-style-type: none"> in der Regel artenreicher als Weiden; hoher Anteil spezialisierter, zumeist trittempfindlicher Pflanzenarten Produktivität des Standortes, Schnittzeitpunkt und -häufigkeit bestimmen die Artenvielfalt der Pflanzenbestände Zielkonflikte mit Faunenschutz häufig (Limikolen; Invertebraten): Mahdverluste
Mähweide (Schnitt mit nachfolgender Beweidung)	<ul style="list-style-type: none"> während der Beweidungsphasen wie Weiden Verdichtung durch Maschinen bei Mahd 	<ul style="list-style-type: none"> nur während der Beweidungsphasen keine Selektion durch Mahd Selektion von Arten, die gleichermaßen beweidungs- und mähdverträglich sind (Ubiquisten) 	<ul style="list-style-type: none"> Schnitt wie bei Mahd (u.U. zweite Mahd) Nachbeweidung nach Nutzungsruhe 	<ul style="list-style-type: none"> bis zum Schnitt den Mähwiesen entsprechend; danach wie Weiden, jedoch geringerer Strukturreichtum Strukturvielfalt der Beweidungsphase wird mit nächstjähriger Mahd beseitigt 	<ul style="list-style-type: none"> spezialisierte Weide- und Wiesenpflanzen können bei Nutzungswechsel keine tragfähigen Subpopulationen aufbauen in der Regel sehr artenarme Bestände (vgl. Selektion)
Weide	<ul style="list-style-type: none"> je nach Intensität mittel bis stark schließt bestimmte Pflanzenarten aus 	<ul style="list-style-type: none"> Vieh wählt je nach Tierart und -rasse bestimmte Pflanzenarten aus Konkurrenzvorteil für stachelige, giftige und flach am Boden anliegende Pflanzen unvollständige Inanspruchnahme des Futterangebots 	<ul style="list-style-type: none"> in der Regel vor dem der Mähwiesen liegend, dadurch geringere Artenanzahl auf produktiven Standorten 	<ul style="list-style-type: none"> mehrere Monate pro Jahr kurzrasig bes. auf Standweiden Wechsel von kurzrasigen und hochwüchsigen Bereichen 	<ul style="list-style-type: none"> in der Regel artenärmer als Mähwiesen geförderte Pflanzenarten s. Selektion Fauna: Struktur-reichtum fördert besonders Mesofauna

Tab. A-7: Auf den untersuchten landwirtschaftlichen Nutzflächen zwischen 1997 und 1999 praktizierte Bewirtschaftungsformen.

Flächen	1997			1998			1999		
	Mahd-termin	Nutzungs-ruhe [d]	Beweidungs-dauer [d]	Mahd-termin	Nutzungs-ruhe [d]	Beweidungs-dauer [d]	Mahd-termin	Nutzungs-ruhe [d]	Beweidungs-dauer [d]
Deichvorland									
<u>Mähweide</u>									
N 1.1 & 1.4	13.06.	48 75	14 5	04.06.	81	75	18.06. & 18.08.	61	2-3 Monate
N 2.1	14.06.	74	20	16.06.	53	91	18.06.	75	2-3 Monate
N 2.4	14.06.	57	3	16.06.	87	59	18.06.	60	2-3 Monate
N 3.3 & 3.4	13.06.	74	20	16.06.	53	91	18.06.	75	2-3 Monate
S 7.5	14.06.	/	/	keine	/	91	18.06.	75	2-3 Monate
<u>zweischürige Mahd</u>									
N 1.2 & 1.3	13.06. & 21.08.	69	/	04.06. & 20.08.	77	0	18.06.	60	/
N 2.2	14.06. & 21.08.	68	/	16.06. & 20.08.	63	0	18.06. & 18.08.	61	/
N 2.3	14.06. & 21.08.	68	/	16.06. & 20.08.	63	0	18.06. & 18.08.	61	/
N 3.1 & 3.2	13.06. & 21.08.	69	/	16.06. & 20.08.	63	0	18.06. & 18.08.	61	/
Deichhinterland									
<u>i.d.R. Mähweide</u>									
S 1.6 -1.9	30.06.	34 94	10 120 (Winterweide)	nur Bewei- dung	/	36	01.07. (exkl. S 1.6-1.8)	nicht bekannt	nicht bekannt
S 2.6 & 2.7	03.06.	109	88 (Winterweide)	30.06.	118	17	15.06.	nicht bekannt	nicht bekannt
S 3.1, 3.2 & 3.6	30.06.	30 51	14 28	nur Bewei- dung	/ 62	14 45	30.06. (exkl. 3.1-3.2)	nicht bekannt	nicht bekannt

Tab. A-8: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N1 – Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.1/1.2, im ersten Aufwuchs (Juni) zwischen 1997 und 1999.

Aufnahme	N111			N112			N113			N121			N122			N123		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Alo-prat	4	1	2	3	1	3	4	3	3	4	2	5	4	2	3	4	2	3
Poa-prat	.2	.2	.1	.3	.2	.1	.2	.3	.1	.1	.3	2	.2	1	1	1	2	1
Tri-repe	1	2	.1	1	1	.2	1	1	.1	2	1	.2	.3	1	.1	1	1	.1
Ely-repe	1	2	3	.3	2	2	.1	2	1	.1	2	1	1	1	1	1	.3	2
Poa-triv	1	1	2	.1	.3	2	1	.2	3	.2	.2	1	1	.2	3	.2	.1	2
Rum-thyr	.1	.3	1	1	1	2	.3	.3	.3	.2	.3	.3	.2	.	.2	1	.3	1
Agr-capi	.3	1	2	.2	1	1	.2	2	1	.	1	.3	.2	1	1	.1	.3	.2
Tar-offi	.	.2	.2	.2	.1	.2	.1	.1	.	.2	.1	.1	1	.3	.1	.3	.3	.1
Cer-holo	.1	.	.1	.1	.1	.1	.	.1	.	.1	.1	.	.1	.1	.	.1	.2	.1
Leo-autu	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.	.11	.1	.1	.	.1	.2
Fal-conv	1	.3	.3	.1	.3	.1	.3	.3	.3	.3	.2	.2
Ero-vern	.1	.1	.	.	.1	.	.1	.1	.	.	.1	.	.1	.1	.	.1	.1	.
Cer-pumi	.1	.	.	.1	.1	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.1	.	.1	.1	.
Ver-arve	.1	.111	.	.	.1	.	.1	.	.
Ran-repe11	.11	.	.	.1
Poa-palu11	.11	.
Lol-pere	.	.21
Ach-mill1	.1
Tri-dubi1	.1
Bro-hord	.	.1	.1
Pol-amph	.2	.	.1
Pot-rept1	.	.1
Cap-burs11
Phl-prat3
Pla-inte1	.
Vic-crac1	.	.
Cer-dubi1	.	.
Tra-dubi1
Streue	.2	.3	.1	.3	1	.1	.2	.1	.1	.1	.1	.	.3	.1	.	.3	2	.
off B'	.2	.	.2	.1	.	.2	.1	.	.2	.1	.	.1	.2	.	.1	.3	.1	.2
Moos1	.

Tab. A-9: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N1 – Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.1/1.2, im zweiten Aufwuchs (August) zwischen 1997 und 1999.

Aufnahme	N111			N112			N113			N121			N122			N123		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Alo-prat	.2	.2	1	1	6	1	3	1	2	2	5	3	1	2	2	1	1	1
Poa-prat	1	.1	.2	.3	.2	1	.3	.2	.3	1	.1	.2	.3	.3	.3	1	2	1
Rum-thyr	.3	.2	1	1	1	2	.2	.2	1	1	.3	1	.1	.1	.2	.3	.3	1
Agr-capi	2	1	5	1	2	2	3	5	3	.2	1	1	.3	1	1	.3	1	1
Tri-repe	1	.3	.2	3	.3	.2	2	1	.3	4	1	.2	2	2	.1	1	1	.1
Tar-offi	1	.3	.2	.3	.3	.2	1	.2	.2	1	.3	.2	2	1	.3	1	1	.3
Leo-autu	.1	.1	.1	.2	.2	.2	.1	.1	.1	.2	.1	.1	.2	.2	.2	.2	.2	.3
Ely-repe	7	8	2	3	.3	1	1	2	1	.3	2	1	2	2	1	2	2	1
Fal-conv	1	.3	2	1	.3	2	.3	1	3	1	.3	2
Poa-triv	.	.	.2	1	.	.2	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1
Cer-holo	.	.	.1	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.1	.1	.	.1	.1	.
Lol-pere	.2	.	.21	.	.
Ach-mill1	.2
Ero-vern	.	.	.1
Ran-repe1	.1	.	.	.1	.1	.	.1	.
Poa-palu1	.	.1	.11	.	.
Pol-amph	.1	.1	.1
Ror-sylv1	.	.1
Pot-rept1	.	.1
Fes-prat1
Phl-prat1
Pla-inte1	.
Pol-avic1
Streue	.3	.2	1	.2	.3	.2	.1	.2	1	.1	.2	1	.3	.2	2	1	.2	3
off B'	.2	.1	1	.2	.2	1	.1	.	1	.1	.	.3	.1	.	.3	.2	.	.3
Moos

Tab. A-10: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N1 – *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.3/1.4, im ersten Aufwuchs (Juni) zwischen 1997 und 1999.

Aufnahme	N131			N132			N133			N141			N142			N143		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Alo-prat	1	2	3	2	4	4	1	4	4	2	3	3	2	2	1	2	3	1
Poa-prat	.1	1	.3	.1	.2	.2	.2	.2	1	.2	.3	1	.2	.2	1	.2	1	.1
Rum-thyr	1	1	1	.3	1	1	.3	1	2	1	2	3	.2	1	3	1	1	3
Tri-repe	6	2	.1	4	3	.1	5	1	.1	3	1	.2	2	.3	1	4	2	.2
Tar-offi	.2	.3	.1	.2	.1	.1	.1	.1	.1	.2	.2	.1	.1	.1	.1	.1	.2	.2
Cer-holo	.2	.2	.1	.2	.2	.1	.2	.2	.1	.2	.2	.1	.3	.3	.1	.2	.3	.1
Agr-capi	.1	1	2	.2	1	.1	.2	2	.2	.2	1	1	.2	.1	.1	.2	.	.2
Leo-autu	.1	.2	.1	.1	.1	.1	.	.2	.1	.1	.2	.1	.2	.3	.1	.	.2	.1
Poa-triv	.1	.3	6	.1	.1	5	.	.1	4	.1	.1	2	.1	.2	1	.1	.	3
Ver-arve	.1	.1	.1	.	.1	.1	.	.1	.	.1	.1	.1	.1	.2	.1	.1	.2	.1
Lol-pere	.	.2	1	.	.2	.2	.	.2	.2	.	.2	1	.	1	1	.	.3	1
Cer-pumi	.1	.1	.	.1	.	.	.1	.1	.1	.1	.1	.	.1	.1	.	.1	.1	.
Ero-vern	.	.1	.	.1	.1	.	.1	.1	.	.1	.	.	.1	.1	.1	.1	.1	.
Pla-lanc1	.2	.1	.1	.3	.1	.1	.2	.	.1	1	.2
Ach-mill1	.	.	.3	.2	.1	.2	.1	.2	.3	.3	.2	.	.	.
Tri-dubi	.11	.	.	.2	.1	.1	1	2	.2	.1	.	.
Ely-repe	.1	.	.2	.	.	.1	.1	.	.1	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.
Bro-hord1	.	.1	.1	.	.	.1	.1	.	.1	.	.	.1	.1
Gle-hede1	.	.	.1	.1	.1	.	.	.
Ste-gram	.	.111
Fes-prat1	.1
Ran-repe1
Tri-prat	.	.2
Vic-crac1	.	.	.
Cir-arve	.1
Gal-veru1	.	.
Streue	.1	.2	.1	.1	.1	.1	.2	.1	.1	.1	.2	.1	.3	.2	.1	.3	.1	.1
off B'	.2	.1	.1	.1	.	.1	.1	.	.1	.1	.	.1	.2	.1	.2	.2	.1	.1
Moos	.	.1	.1	.	.1	.1	.	.1	.1	.	.1	.1	.	.1	.1	.	.1	.1

Tab. A-11: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N1 – *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.3/1.4, im zweiten Aufwuchs (August) zwischen 1997 und 1999

Aufnahme	N131			N132			N133			N141			N142			N143		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Alo-prat	1	6	.3	2	6	1	1	4	.2	.	5	.1	.	5	.2	.	6	.2
Poa-prat	1	.2	.1	1	.3	1	1	1	1	.	.2	1	.	.2	1	.	.2	.3
Rum-thyr	2	1	2	1	1	2	1	1	2	.	1	2	.	1	2	.	1	2
Agr-capi	.2	.2	.2	1	1	.2	2	2	.3	.	1	.1	.	1	.3	.	2	.3
Tri-repe	2	2	.1	1	1	.	2	1	.1	.	.3	.1	.	1	.1	.	1	.
Tar-offi	1	.2	.	.3	.1	.1	.11	.1	.	.2	.2	.	.1	.1
Leo-autu	.3	.3	.2	.2	.3	.2	.1	.1	.1	.	1	.2	.	.3	.2	.	.2	.1
Ely-repe	.	.1	.1	.	1	.1	.	1	.1	.	1	.1	.	1	.1	.	.1	.1
Poa-triv	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1
Cer-holo	.	.1	.	.1	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.
Lol-pere	.1	.3	1	1	.3	1	.2	.3	.1	.	.2	2	.	.2	1	.	.2	1
Fal-conv
Ach-mill1	.1	.	.2	.3	.1	.	.3	.2	.	.3	.1	.	.	.
Pla-lanc1	.2	.2	.	.	.3	1	.	.1	.1	.	1	.2
Tri-prat	.1	.1
Pla-spha11
Pha-arun1
Streue	1	.2	4	1	.2	5	2	.2	4	.	.3	3	.	.2	3	.	.3	3
off B'	1	.1	2	.2	.	1	.2	.	2	.	.1	1	.	.3	2	.	.	2
Moos	.	.11

Tab. A-12: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N2 – Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung, Teilversuch N2.1/2.2, im ersten Aufwuchs (Juni) zwischen 1997 und 1999.

Aufnahme	N211			N212			N213			N221			N222			N223		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Ely-repe	8	9	2	1	1	1	5	1	.3	5	1	.1	5	2	.1	4	2	.3
Alo-prat	.3	.2	1	2	.3	1	1	.3	1	2	.2	2	1	1	2	1	1	3
Poa-triv	1	.1	3	2	.2	3	1	.2	3	1	.3	3	1	1	2	2	.2	2
Rum-thyr	.3	1	2	1	.2	2	.3	1	2	.2	.2	.2	1	1	.2	1	.2	.3
Agr-capi	.1	.3	1	1	9	3	1	7	3	.1	7	3	.2	5	4	.3	4	3
Gle-hede	.1	.1	.1	.1	.2	.1	.1	.2	.2	.1	.3	.2	.1	.2	.2	.1	.	.2
Poa-prat	.2	.2	1	.2	.1	1	.2	.1	1	.1	.	1	.	.1	1	.1	.1	1
Vic-crac	1	.1	.1	.3	.	.2	.1	.	.1	.	.	.1	.3	.1	.1	.2	.1	.1
Lat-prat	.1	.	.	.1	.	.1	.3	.1	.1	.1	.1	.	.1	.1	.1	.2	.3	.1
Lys-numm1	.1	.	.1	.	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.	.1	.1
Poa-palu	.1	.1	.	.12	.1	.1	.1	.	.2	.	.
Fes-prat12	.3	.3	.	.3	.1	.	.2	.2
Tar-offi11	.1	.	.1	.	.1	.	.
Tri-repe1	.	.	.1	.1	.12	.	.
Sym-offi2	.2	.2	.11	.	.
Ran-auri	.11	.1	.1
Tri-dubi	.1	.	.1	.	.	.11	.	.	.
Ran-repe11	.1
Cer-holo	.	.	.1	.	.	.11	.	.	.
Eup-esul1	.1	.1
Tri-hybr	.	.	.11	.
Ror-palu2	.1
Ror-sylv11	.	.	.
Car-vulp1
Agr-cani1
Leo-autu	.	.	.1
Pot-rept1
Streu	.2	.3	.1	.1	.3	.1	.1	.3	.1	.1	.2	.1	.1	.1	.1	.1	.2	.1
off B'	.1	.1	.2	.	.	.1	.	.	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.	.	.1
Moos

Tab. A-13: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N2 – Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung, Teilversuch N2.1/2.2, im zweiten Aufwuchs (August) zwischen 1997 und 1999.

Aufnahme	N211			N212			N213			N221			N222			N223		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Ely-repe	3	3	4	1	2	4	3	3	2	3	2	1	3	2	1	2	2	1
Alo-prat	3	1	.2	1	1	.2	.1	1	.2	2	1	.2	1	1	.2	1	.2	.2
Poa-palu	.	.3	.1	.	.2	.1	.	.	.11	.2	.1	.	.1	.1
Poa-prat	.3	1	1	.2	.2	.2	.1	.2	.2	.1	.3	.1	.1	.3	.1	.2	.2	.2
Poa-triv	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.2	.1	.1	.1	.	.1	.2	.	.1
Vic-crac	1	.1	.1	1	.1	.2	.2	.1	.2	.3	.1	.2	1	.1	.1	.3	.1	.2
Rum-thyr	1	2	2	1	1	2	.3	1	2	1	1	1	1	.3	2	.3	.2	2
Agr-capi	.3	3	3	3	5	3	5	4	5	1	4	7	1	5	7	2	4	7
Gle-hede	.3	.2	.2	.2	.3	.2	.1	.2	.2	.2	.3	.2	.2	.3	.3	.1	.2	.2
Lat-prat	.1	.1	.1	.1	.1	.2	.2	.1	.1	.1	.1	.1	.2	.1	.1	.2	1	.1
Tar-offi	1	.	.1	.1	.	.2	.2	.	.1	.1	.1	.2	.	.1	.2	.1	.1	.1
Lys-numm1	.1	.	.1	.	.1	.1	.1	.1	.2	.1	.	.2	.1
Fes-prat1	.2	1	.2	.2	.3	.3	.3	.2	.3
Tri-repe	.1	.	.2	.	.	.1	.1	.1	.	.3	.12	.1	.
Ran-repe21	.1	.1	.1	.	.1	.1	.	.	.1
Sym-offi1	.3	.2	.	.11	.2	.1
Ach-ptar	.11	.1	.12	.1	.1	.1	.	.
Tri-hybr	.1	.	.111	.	.
Pla-inte	.	.	.1	.11
Sta-palu1
Tri-prat1	.	.	.2
Rum-obtu1
Streu	.1	1	1	.1	.3	1	.2	.2	1	.2	1	1	.2	.3	1	.2	1	1
off B'	.1	.3	.2	.1	.2	.3	.1	.2	.3	.2	.3	.2	.1	.3	.3	.1	.3	1
Moos1

Tab. A-14: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N2, Teilversuch N2.3/2.4 – *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, im ersten Aufwuchs (Juni) zwischen 1997 und 1999.

Aufn.	N231			N232			N233			N241			N242			N243		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Ely-repe	8	2	2	7	2	1	4	4	1	9	2	.1	8	1	1	6	5	2
Alo-prat	2	3	3	3	8	4	6	4	6	1	2	8	2	9	8	4	2	6
Poa-palu	.2	2	3	1	2	4	.2	2	2	1	3	2	.1	.2	1	.2	.3	1
Pha-arun	.3	1	.32	.3	1	1	.3	.	.3	1	1
Poa-triv13	.1	.1	.1	.1	.	.2	.1	.	.3	.1
Poa-prat	.	.	.2	.	.1	.3	.	.	.1	.	.1	.22	.1
Car-vulp1	.1	.1	.	.2	1	.1	.	.1
Ste-palu	.	.	.11	.1	.1	.1
Vic-crac1	.1	.1
Cer-holo	.	.111	.
Tar-offi	.	.11
Agr-capi2
Tri-repe1
Pla-inte	.	.	.1
Gal-palu1
Streue	.2	.1	.1	.1	1	.2	.1	.2	.2	.2	.3	.2	.2	.3	1	.2	.3	.1
off B'	.	.	.2	.	.2	.1	.	.1	.1	.	.1	.3	.	.1	.3	.	.	.1
Moos

Tab. A-15: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N2, Teilversuch N2.3/2.4 – *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, im zweiten Aufwuchs (August) zwischen 1997 und 1999.

Aufnahme	N231			N232			N233			N241			N242			N243		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Ely-repe	5	3	2	5	5	3	8	7	3	2	2	2	3	7	1	3	7	3
Alo-prat	3	3	2	3	3	2	3	4	3	5	4	3	3	1	4	4	1	3
Poa-palu	.3	2	2	1	2	3	.2	.2	1	1	2	2	.3	.2	1	.2	.3	2
Poa-prat	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.12
Poa-triv	.2	.	.	.2	.	.	.1	.	.1	.2	.	.1	.1	.	.1	.1	.	.1
Vic-crac2	.1	.2
Rum-thyr1
Tar-offi	.	.	.11
Pha-arun	1	1	23	1	1	.3	2	2	1	1	.2
Tri-repe	.	.	.1
Ran-repe11	.	.
Sym-offi
Car-vulp1	.	.	.3
Ste-palu1	.1	.	.1	.	.	.1	.	.
Ach-ptar1
Ran-auri1
Sta-palu	.1
Streue	.3	1	1	.3	1	2	.3	.2	2	1	.3	2	1	.1	1	1	.1	2
off B'	.1	.1	1	.1	.1	1	.1	.	1	.1	.1	1	.1	.1	.2	.1	.1	.3
Moos

Tab. A-16: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N3 – Phalaridetum arundinaceae, im ersten Aufwuchs (Juni) zwischen 1997 und 1999.

Aufnahme	N311			N312			N313			N321			N322			N323		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Pha-arun	10	10	9	10	11	11	10	11	11	10	9	5	10	11	8	10	9	9
Ran-repe	.2	.2	.2	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.2	.3	1	.1	.1	.2	.1	.	.2
Gal-palu	.1	.1	.3	.	.1	.1	.	.1	.1	.1	.3	1	.1	.1	.2	.1	.2	.2
Poa-palu	.2	.2	.2	.1	.11	.1	1	.2	.1	.1	.1	.1	.
Poa-triv	.1	.1	.1	.21	.2	.1	2	.	.	.2	.1	.2	.2
Gly-maxi	.1	.1	.2	.1	.1	.11	.	2	.	.2	.2
Pol-amph1	.1	.1	.1	.1	.	.	.1	.	.	.1	.
Alo-geni	.	.	.	111
Urt-dioi	.	.2	.1	.11	.	.	.1	.	.1	.1
Siu-lati1	.1	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.
Lyc-flos	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.3	1	.	.1	.1	.	.2	.1
Ror-palu	.1	.1	.	.11	.	.	.1	.
Gle-hede	.	.2	1	.	.	.11	.3	.2	.	.	.
Ror-amph	.	.1	.21	.	.	.1	.2
Pla-inte21	.	.	.1
Agr-stol21
Ely-repe	.1	.	.1
Mys-aqua1	.1
Ror-sylv	.	.	.2
Ste-medi1
Car-grac1	.	.3
Lys-numm	.	.1	.1
Myo-palu11
Rum-obtu
Sta-palu1
Car-vulp1	.	.
Cir-palu1
Ste-palu1	.
Streue	.2	.3	.1	.	.2	.2	.1	.	1	.2	.1	.	1	.2	.1	.	.2	1
off B'	.122	.	.1	.	.1	.	.1	.	.1	.1
Moos

Aufnahme	N331			N332			N333			N341			N342			N343		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Pha-arun	11	10	10	10	9	8	10	11	10	9	9	4	11	11	9	10	9	5
Ran-repe	.2	.2	.1	.3	.3	.1	.2	.1	.3	.	.1	.	.1	.1	.1	.2	.1	.2
Gal-palu	.1	.1	.2	.2	.2	.3	.2	.2	.3	.	.1	.1	.	.1	.3	.1	.1	.2
Poa-palu	.	.1	.	.1	.1	.2	.1	.	.1	.1	.2	2	.	.1	.3	.1	.2	2
Poa-triv	.	.1	.1	.1	.1	.3	.	.1	.	.2	.2	2	.1	.1	.1	.1	.3	2
Gly-maxi1	.2	.1	.1	.3	.1	.1	.2
Pol-amph	.1	.1	.	.1	.1	.1	.	.1
Alo-geni	.11	.	.	.3	.1	.1	.2	.	.	.1	.2	.	.
Urt-dioi1	.11
Siu-lati1	.1	.1	.1	.1
Ror-palu11	.1
Gle-hede	.	.	.1	.	.	.1
Ror-amph2
Pla-inte1
Agr-stol	.11
Ely-repe	22
Mys-aqua
Ror-sylv1	.	.	.
Ste-medi1	.	.	.
Rum-obtu2
Car-vulp1	.	.	.
Streue	.2	.2	1	.3	1	1	.3	.2	.2	.2	1	.3	.2	.3	1	.1	1	.1
off B'	.1	.	.2	.1	.	.3	.1	.	.3	.1	.	.2	.1	.	.1	.1	.	.3
Moos1	.	.	.1

Tab. A-17: Entwicklung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N3 – Phalaridetum arundinaceae, im zweiten Aufwuchs (August) zwischen 1997 und 1999

Aufnahme	N311			N312			N313			N321			N322			N323		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Pha-arun	10	10	9	10	11	10	11	11	10	10	9	6	10	8	8	11	11	9
Gal-palu	.2	.1	.2	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.3	.3	1	.3	.2	.2	.1	.1	.3
Ran-repe	.2	.1	1	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.1	1	.1	.2	.2	.1	.1	.3
Poa-palu	.3	.1	.3	.21	.1	.2	.3	.1	.	.2	.	.1	.1
Poa-triv	.1	.	.11	.1	.1	.1	.	.1	.1	.	.1
Gly-maxi	.1	.2	.2	.1	.11	.1	.1	.1	.3	.	.1	.2
Urt-dioi	.1	.2	.1	.	.1	.	.	.1	.1	.	.1	.1	.	.3	.1	.	.2	.1
Pol-amph1	.	.1	.1	.1
Alo-gen	.1	.	.	1	.	.12	.	.2	.1	.	.	.2	.	.
Ror-palu	.1	.	.	.1	.	.1	.	.	.1	.1	.1
Lyc-flos	.	.1	.	.	.1	.1	.	.1	.	.	1	2	.	.	.2	.1	.1	.2
Gle-hede	.	.2	2	.	.1	.2	.	.	.1	.	.	.1	.1	2	1	.	.	.2
Siu-lati1	.11
Pla-inte1	.	.11	.	.1
Mys-aqua	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1	.	.	.1
Ror-sylv	.1	.1	.11	.	.2	.1
Ste-medi	.	.11	.11	.	.	.1	.
Agr-stol	.	.1	.	.1	.1
Ely-repe	.	.	.21	.	.	.2	.	.	.
Car-grac1	.2	.2
Tri-repe	.	.	.1
Lys-numm	.	.1	.2
Men-aqua1	.1
Myo-palu1
Tar-offi1
Atr-pro1	.	.	.1
Che-pol1
Rum-obtu1
Sta-palu1
Rum-cris1
Streue	.2	.1	.1	.2	.1	1	.2	.2	.3	.1	.3	.3	.1	1	.2	.2	.2	.2
off B'	.1	.	.1	.1	.1	.2	.1	.1	.2	.1	.1	.2	.1	.1	.3	.1	.	.2
Moos

Aufnahme	N331			N332			N333			N341			N342			N343		
	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99	97	98	99
Pha-arun	11	10	10	11	10	8	10	10	9	9	10	10	9	8	8	9	9	6
Gal-palu	.1	.1	.2	.1	.2	1	.3	.3	.2	.1	.1	.1	.1	.2	1	.3	.2	.2
Ran-repe	.1	.1	.1	.1	.1	.3	.1	.2	.2	.1	.1	.	.1	.	.2	.1	.1	.3
Poa-palu	.1	.1	.1	.1	.2	.3	.	.2	.3	.3	.2	1	.	.1	.3	.2	.3	1
Poa-triv	.	.1	.	.	.1	.11	.12	.1
Gly-maxi	.	.	.11	.	.2	.3	.3	1	.2	.2	.2
Urt-dioi	.	.1	.1	.	.2	.1	.	.2	.1	.	.1	.1	.	.2	.2	.	.	.
Pol-amph	.2	.1	.1	.2	.2	.2	.1	.1	.11	.1	.
Alo-gen2	.31	.	1
Ror-palu	.2	.	.	.11	.1	.	.	.1	.	.1	.1	.	.
Lyc-flos1	.	.	.
Gle-hede	.	.	.1	.	.	.1
Siu-lati1	.1
Pla-inte	.	.	.11	.	.	.1	.	.	.1
Mys-aqua	.	.	.111	.	.	.
Ror-sylv12	.	.1
Ror-amph111
Ste-medi	.	.121
Agr-stol11	.	.	.2	.	.
Ely-repe32	1
Tri-repe1	.	.	.1	.	.	.11
Men-aqua1	.	.	.
Tar-offi1	.	.	.1
Cap-burs11	.	.	.
Che-pol1	.	.	.
Hol-lana1
Streue	1	.3	.3	1	.2	.3	1	.2	1	1	.2	.1	2	2	.2	1	1	.2
off B'	.2	.1	.3	.	.1	.3	.1	.1	1	.2	.	.2	.1	.1	.2	.1	.2	.2
Moos

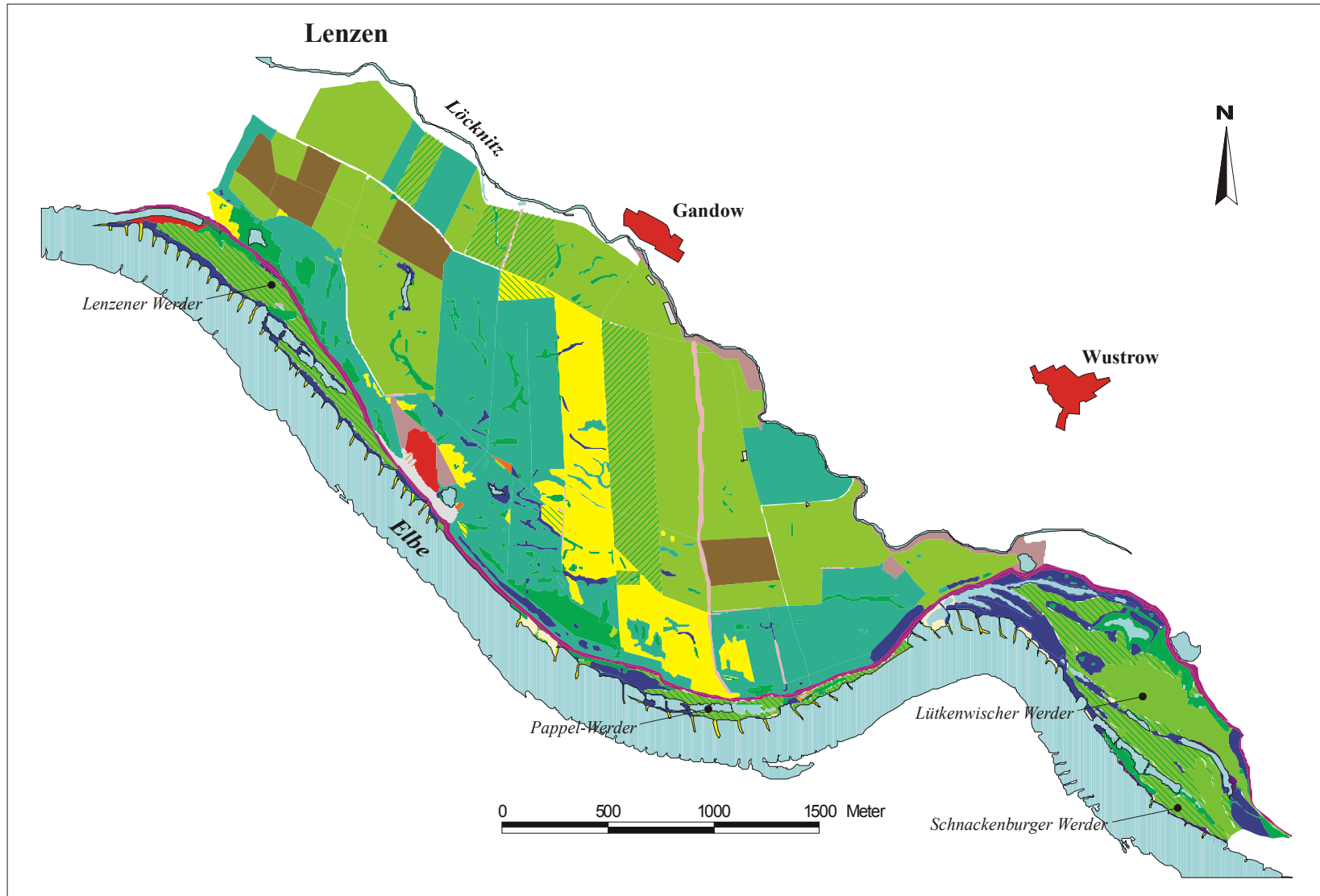

















Abb. A-1: Karte der aktuellen Vegetation des Untersuchungsgebiets
 (Kartierer: A. Heinken [Deichvorland], M. Hellwig & T. Kunitz [Deichhinterland]; GIS-Bearbeitung: M. Hape)

Legende









Grünland i.w.S. und Röhrichte






-  Röhrichte
-  Flutrasen
-  Lolio-Cynosuretum cristati
-  Dauco-Arrhenatheretum elatioris
-  *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft
-  Chrysanthemo-Rumicetum thrysiflori
-  Lolio-Cynosuretum und *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft
-  Dauco-Arrhenatheretum und *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft
-  Chrysanthemo-Rumicetum thrysiflori und *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft
-  Sandmagerrasen

Sonstige Flächen

-  Wasserpflanzengesellschaften
-  Schleierflur-Gesellschaften
-  Ruderalgesellschaften
-  Pionierflurgesellschaften (Schlammfluren)
-  Äcker

Gehölze inkl. Sukzessionsstufen

-  *Salix cinerea*-Gesellschaft
-  *Salicetum triandro-viminalis*
-  *Rosa canina*-*Crataegus laevigata*-Gesellschaft
-  *Quercus*-*Ulmus*-Fragmentgesellschaft
-  *Quercus*-*Ulmus* und Sandmagerrasen
-  Feldgehölze
-  Forstflächen
-  Gehölzgruppen im Deichvorland (versch. Arten)

-  Gewässer
-  Deich
-  Buhnen (z.T. Vegetationsbedeckt)
-  Baustelle, vegetationsfreie Flächen
-  Ortschaften

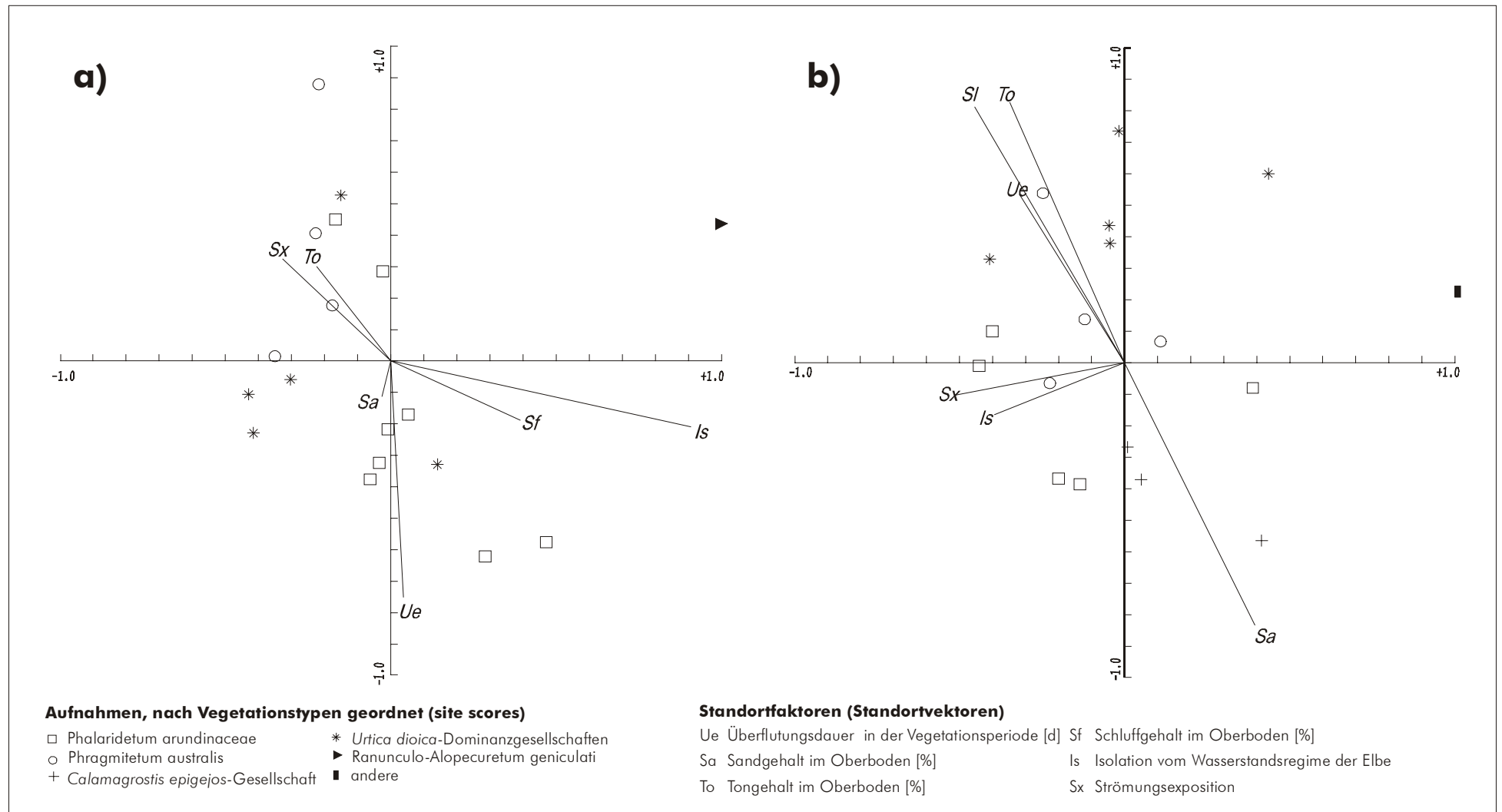


Abb. A-2: Kanonische Ordination von Vegetationsaufnahmen ohne landwirtschaftliche Nutzung,
a) bei einer Überflutungsdauer von mehr als 41 Tagen pro Vegetationsperiode (entspr. einem Abfluss < 955 m³/s und
b) bei einer Überflutungsdauer von weniger als 41 Tagen pro Vegetationsperiode (entspr. einem Abfluss > 955 m³/s)

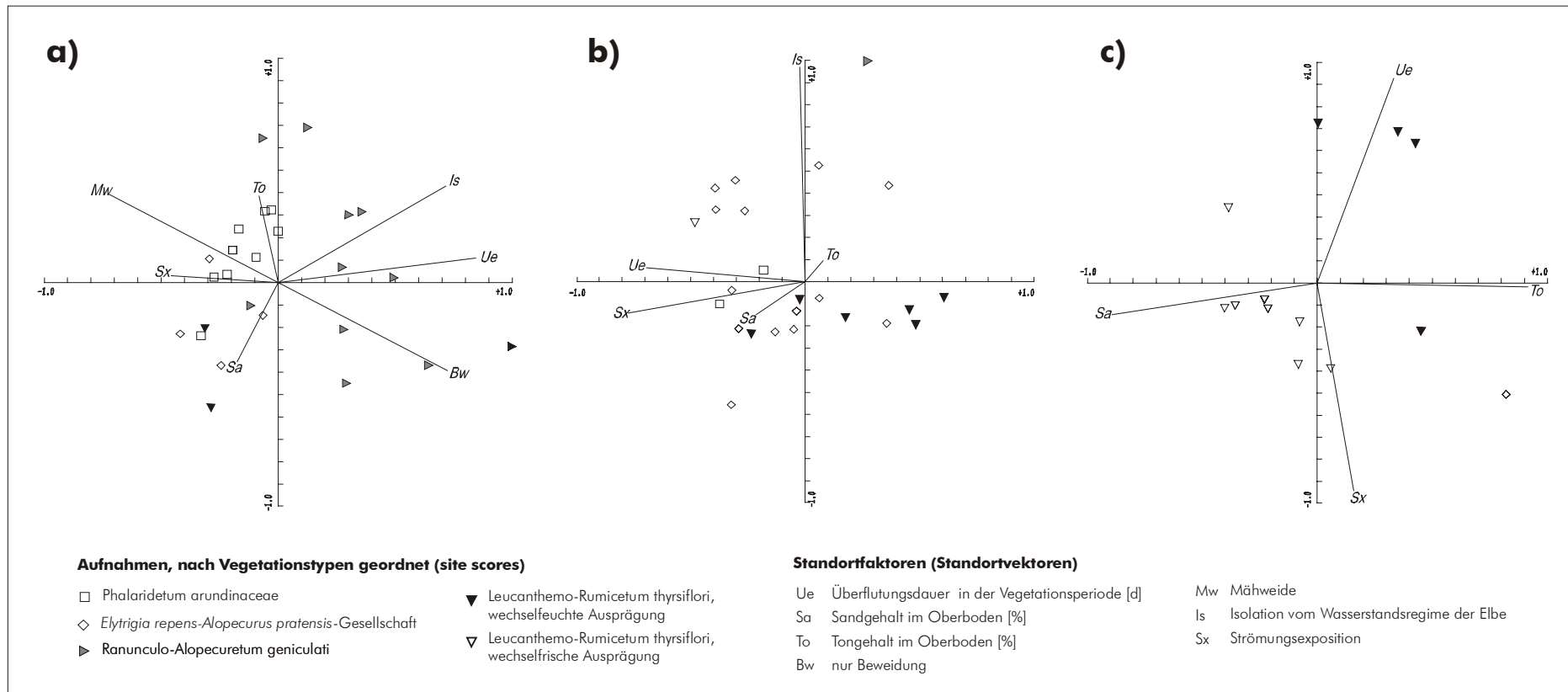


Abb. A-3: Kanonische Ordination von Vegetationsaufnahmen mit landwirtschaftlicher Nutzung,
a) bei einer Überflutungsdauer von mehr als 41 Tagen pro Vegetationsperiode (entspr. einem Abfluss $<955 \text{ m}^3/\text{s}$),
b) bei einer Überflutungsdauer zwischen 41 und 3 Tagen pro Vegetationsperiode (entspr. einem abfluss $>955 - 1531 \text{ m}^3/\text{s}$) und
c) bei einer Überflutungsdauer von weniger als 3 Tagen pro Vegetationsperiode (entspr. einem Abfluss von $>1531 \text{ m}^3/\text{s}$)

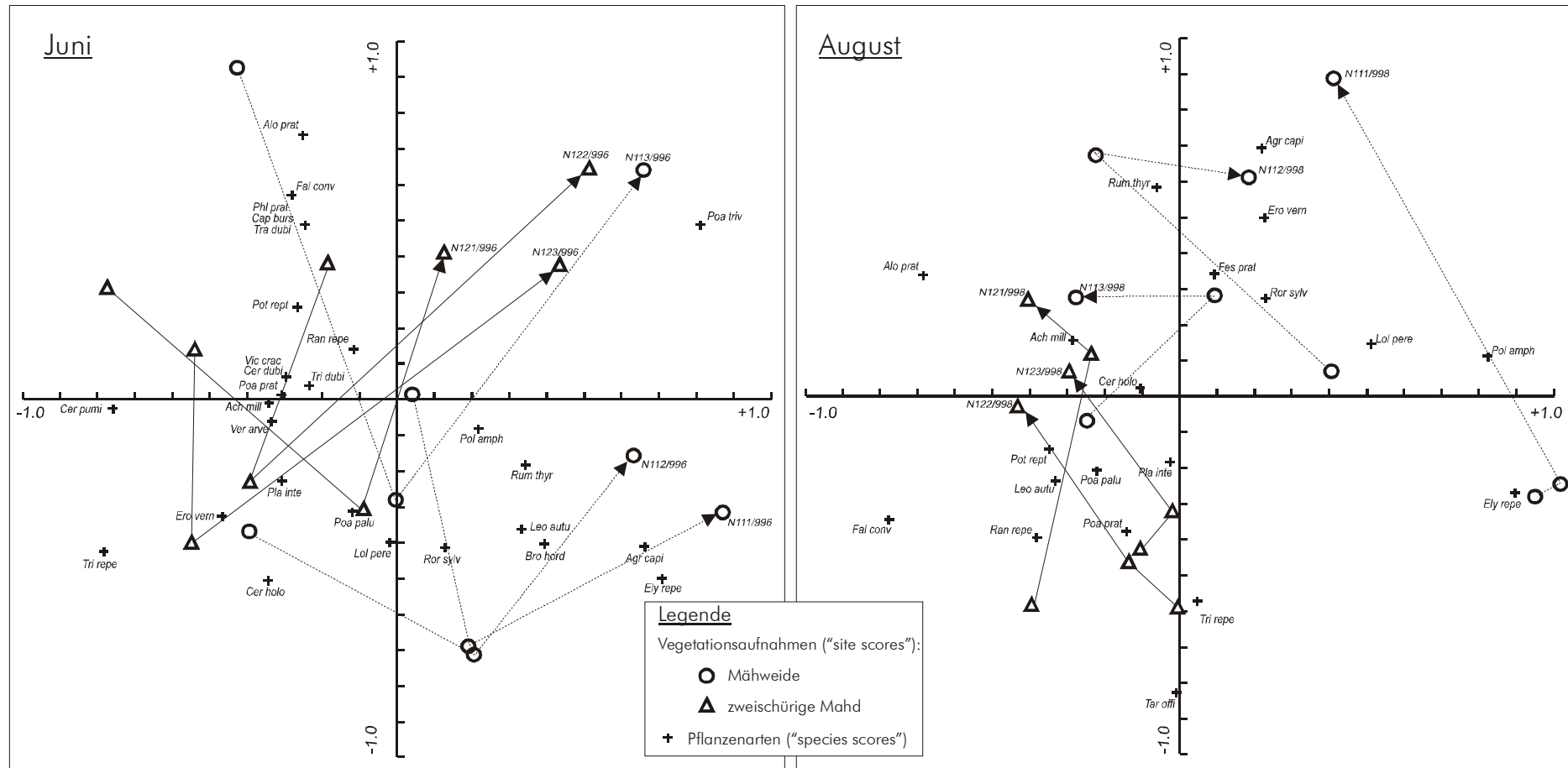


Abb. A-4: Hauptkomponentenordination (PCA) für den Nutzungsversuch N1 - Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.1 (Mähweide)/1.2 (zweischürige Mahd), Aufnahmezeitpunkte Juni und August (keine Datentransformation; Euklidische Distanz)

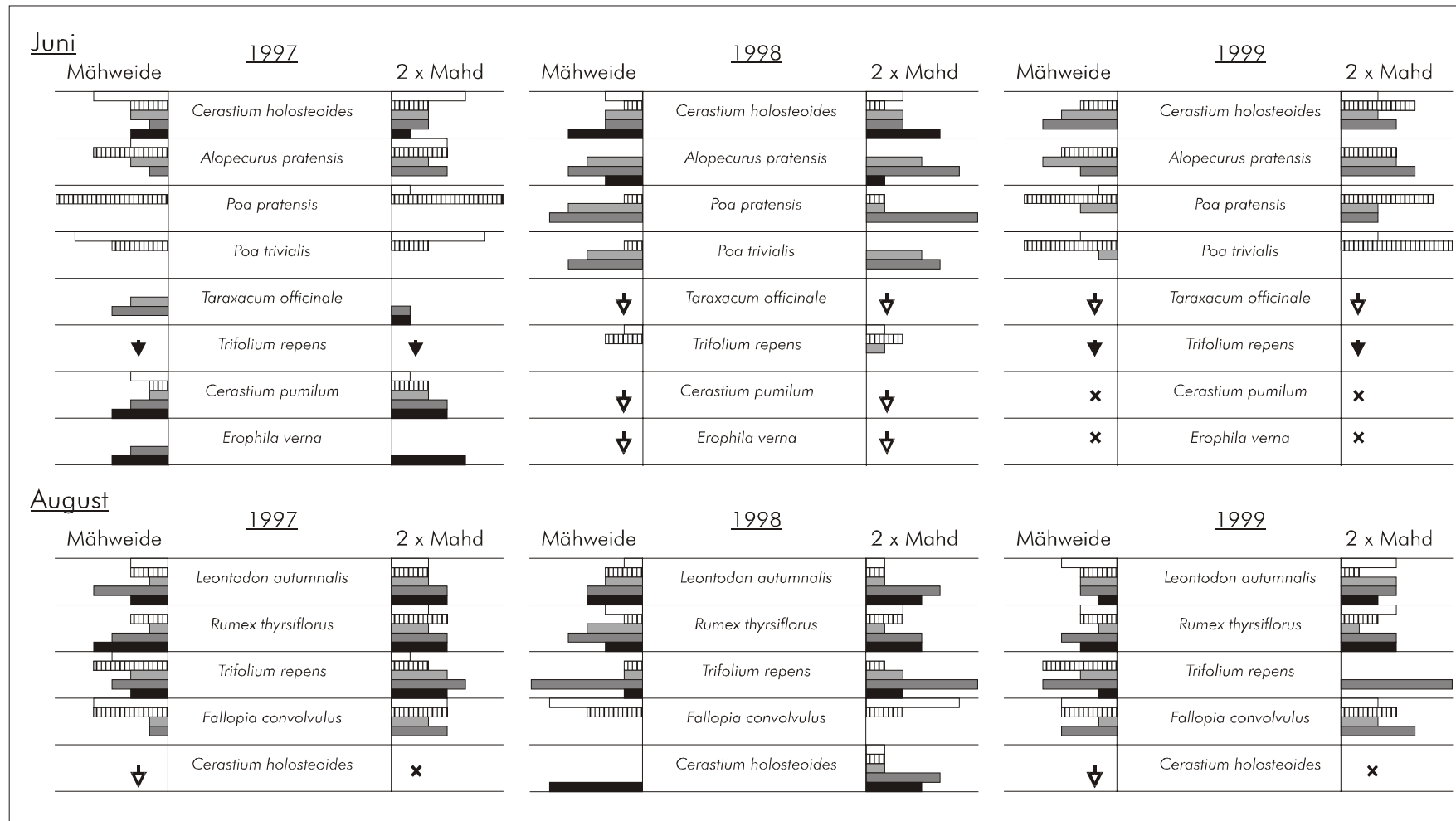
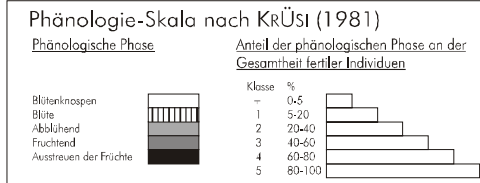


Abb. A-5: Vergleich des mittleren phänologischen Entwicklungszustands der Versuchsglieder im Nutzungsversuch N1 - Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori, wechselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.1 (Mähweide)/1.2 (zweischürige Mahd), im ersten (Juni) und zweiten (August) Aufwuchs.

Es bedeuten:

- ▼ Art vorkommend, jedoch noch keine Individuen in der generativen Phase
- ▼↓ Art vorkommend, jedoch generative Phase aller Individuen bereits abgeschlossen
- × Art nicht vorkommend



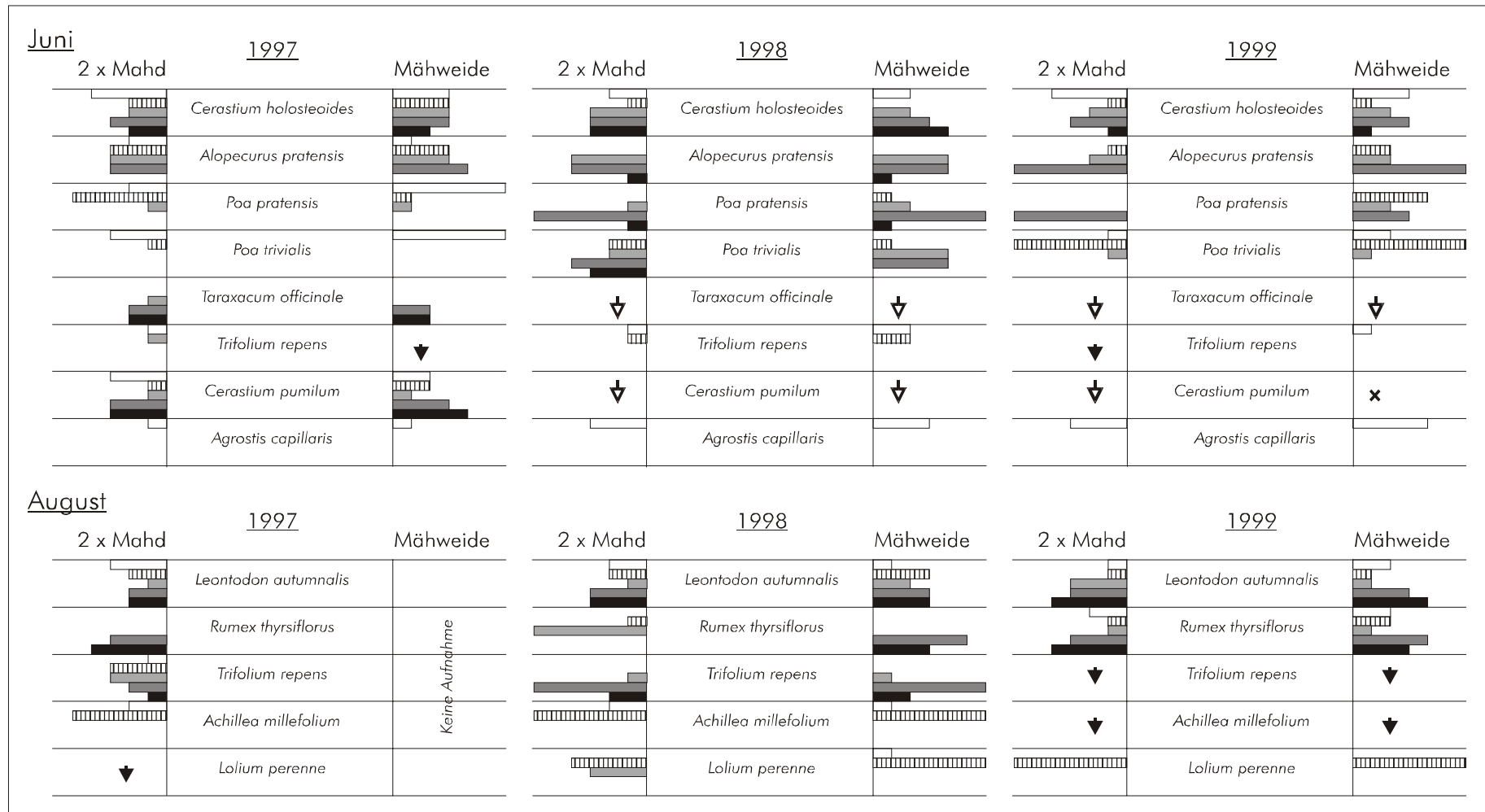
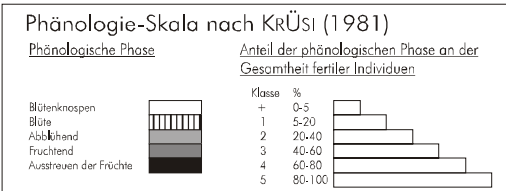


Abb. A-7: Vergleich des mittleren phänologischen Entwicklungszustands der Versuchsglieder im Nutzungsversuch N1 - Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori, wechsselfrische bis halbtrockene Ausprägung, Teilversuch N1.3 (zweischürige Mahd)/1.4 (Mähweide), im ersten (Juni) und zweiten (August) Aufwuchs.

Es bedeuten:

- ▼ Art vorkommend, jedoch noch keine Individuen in der generativen Phase
- ▼↓ Art vorkommend, jedoch generative Phase aller Individuen bereits abgeschlossen
- × Art nicht vorkommend



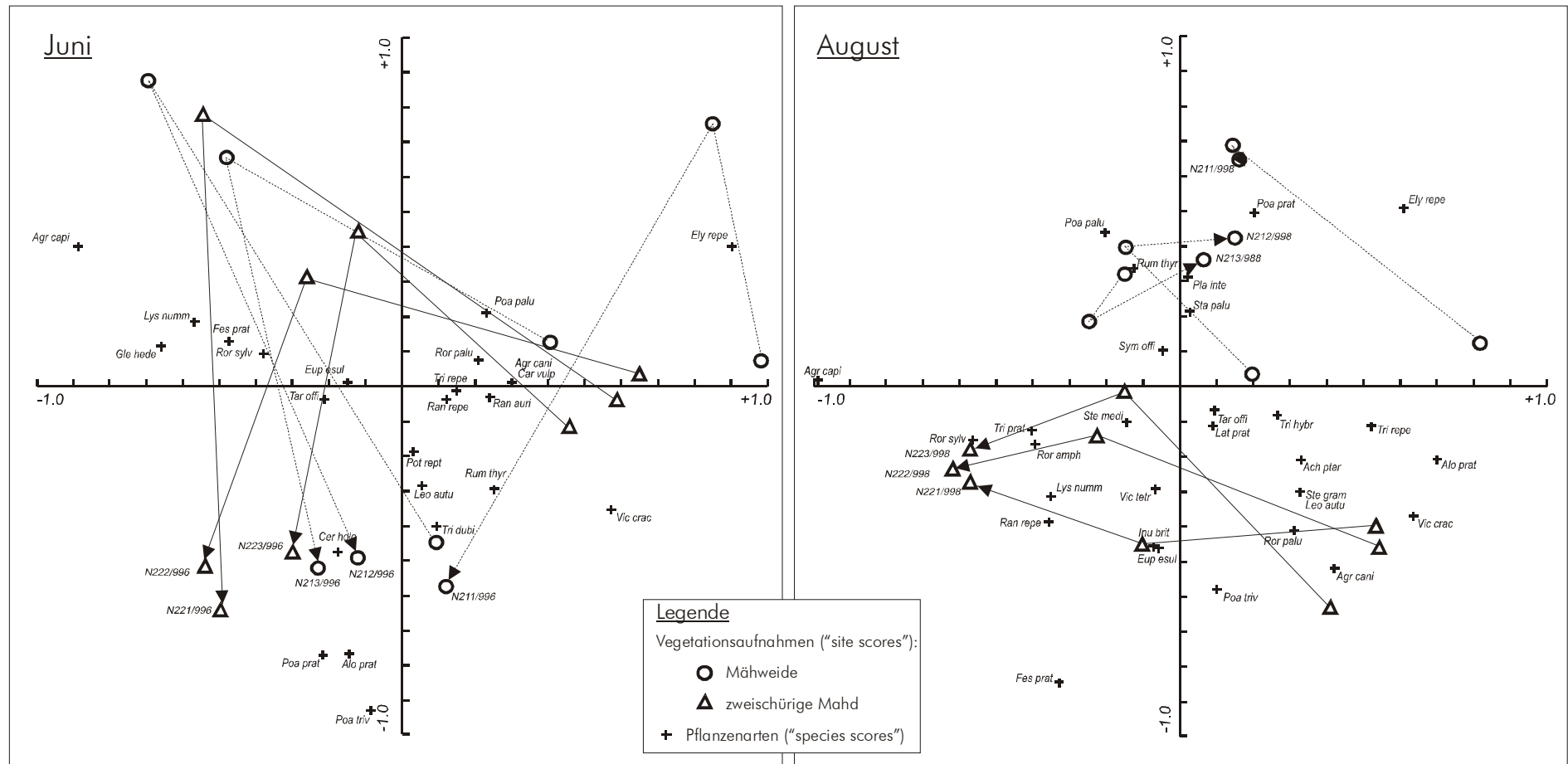


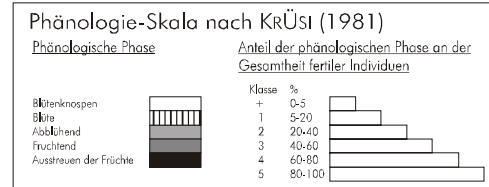
Abb. A-8: Hauptkomponentenordination (PCA) für den Nutzungsversuch N2 - Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung, Teilversuch N2.1 (Mähweide)/N2.2 (zweischürige Mahd), Aufnahmezeitpunkte Juni August (keine Datentransformation; Euklidische Distanz).



Abb. A-9: Vergleich des mittleren phänologischen Entwicklungszustands der Versuchsglieder im Nutzungsversuch N2 , Teilversuch N2.1 (Mähweide)/2.2 (zweischürige Mahd)- Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori, wechselfeuchte bis wechselfrische Ausprägung, im ersten (Juni) und zweiten (August) Aufwuchs.

Es bedeuten:

- ▼ Art vorkommend, jedoch noch keine Individuen in der generativen Phase
- ▼↓ Art vorkommend, jedoch generative Phase aller Individuen bereits abgeschlossen
- × Art nicht vorkommend



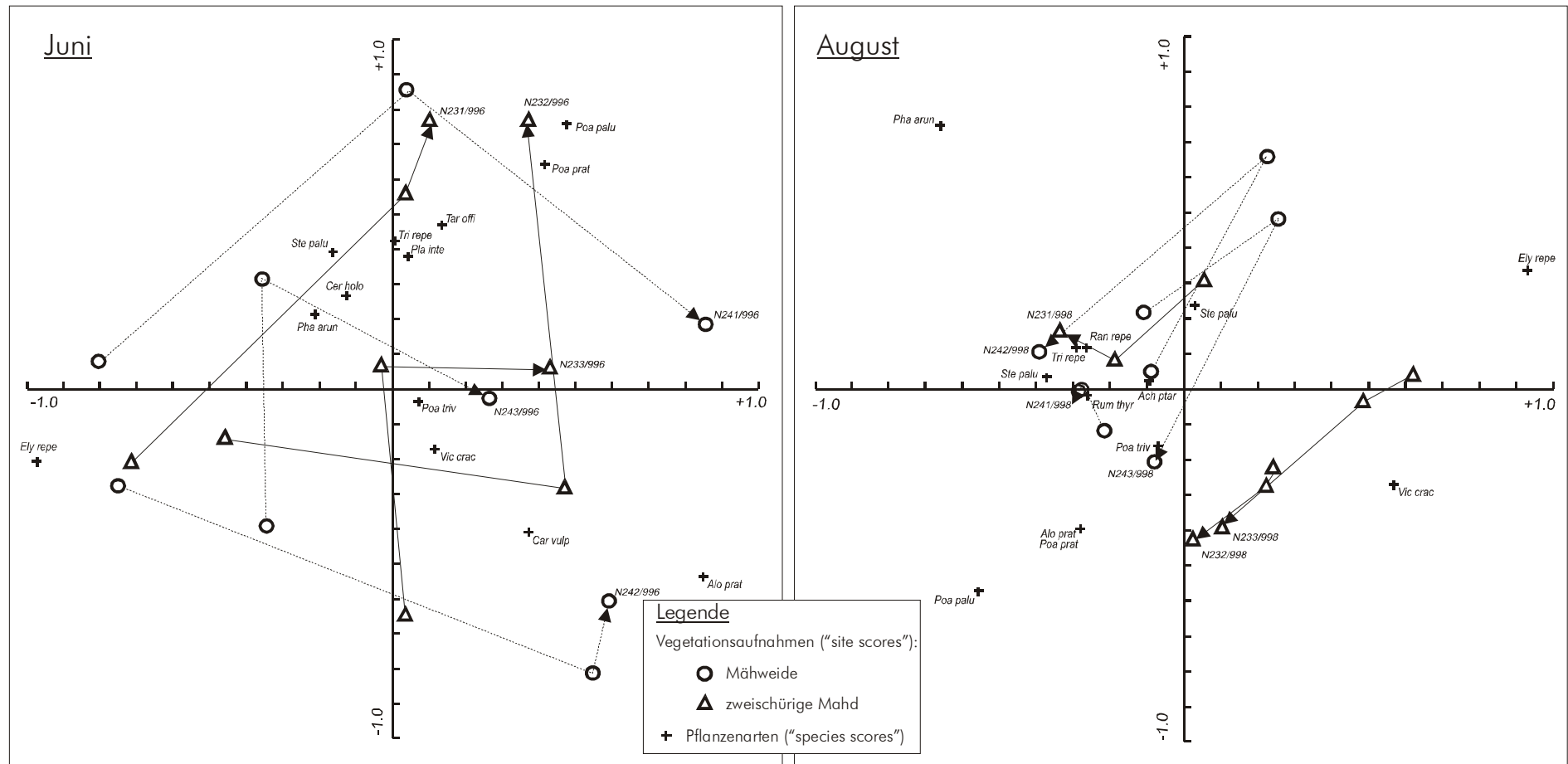


Abb. A-10: Hauptkomponentenordination (PCA) für den Nutzungsversuch N2 - *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, Teilversuch N2.3 (zweischürige Mahd)/N2.4 (Mähweise), Aufnahmezeitpunkte Juni und August (keine Datentransformation; Euklidische Distanz).

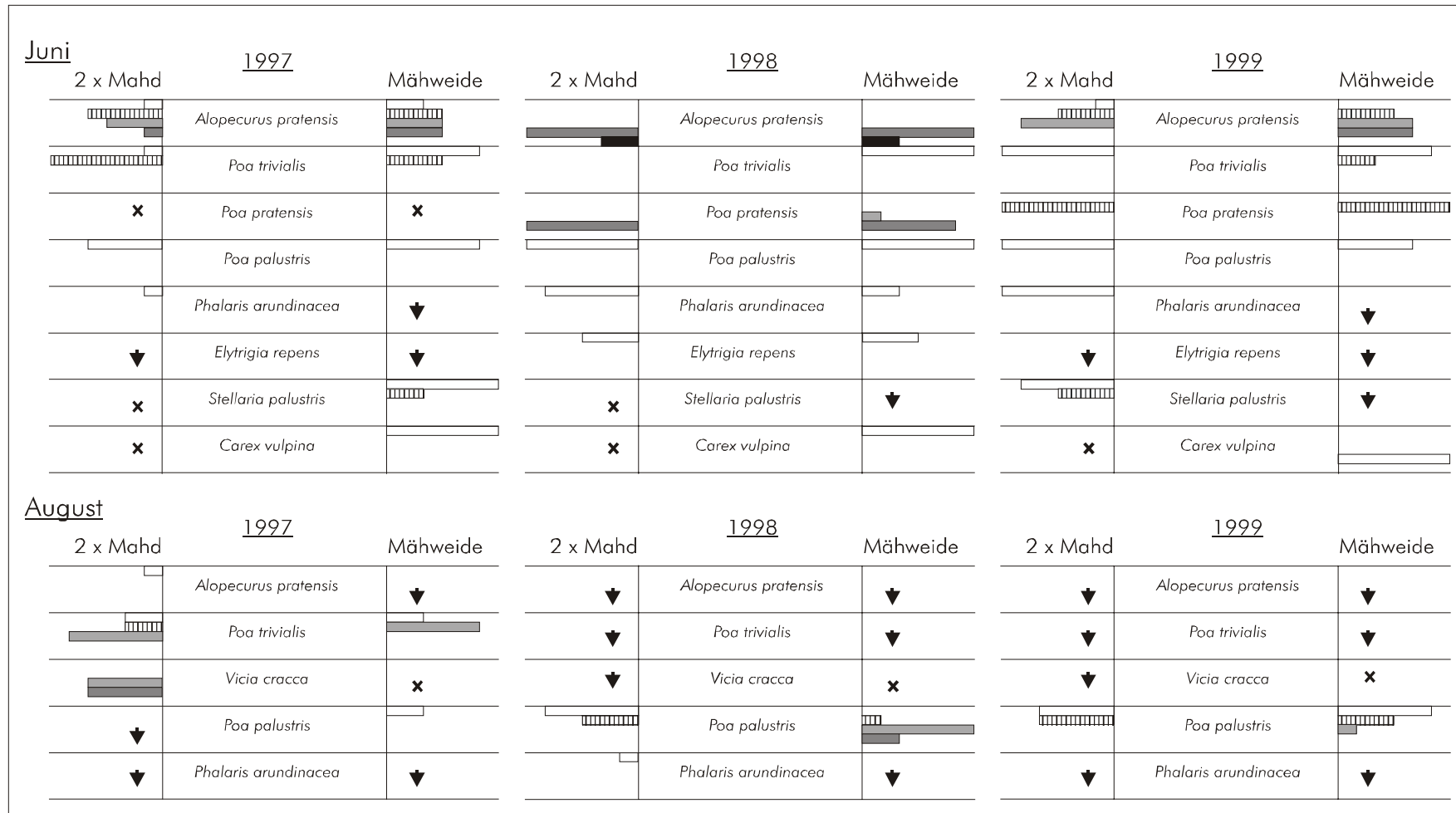
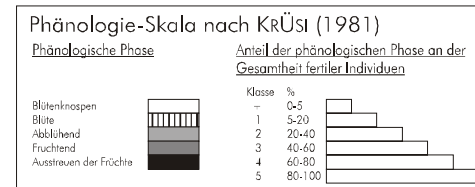


Abb. A-11: Vergleich des mittleren phänologischen Entwicklungszustands der Versuchsglieder im Nutzungsversuch N2, Teilversuch N2.3 (zweischürige Mahd)/2.4 (Mähweide) - *Elytrigia repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, im ersten (Juni) und zweiten (August) Aufwuchs.

Es bedeuten:

- ↓ Art vorkommend, jedoch noch keine Individuen in der generativen Phase
- ↓↓ Art vorkommend, jedoch generative Phase aller Individuen bereits abgeschlossen
- x Art nicht vorkommend



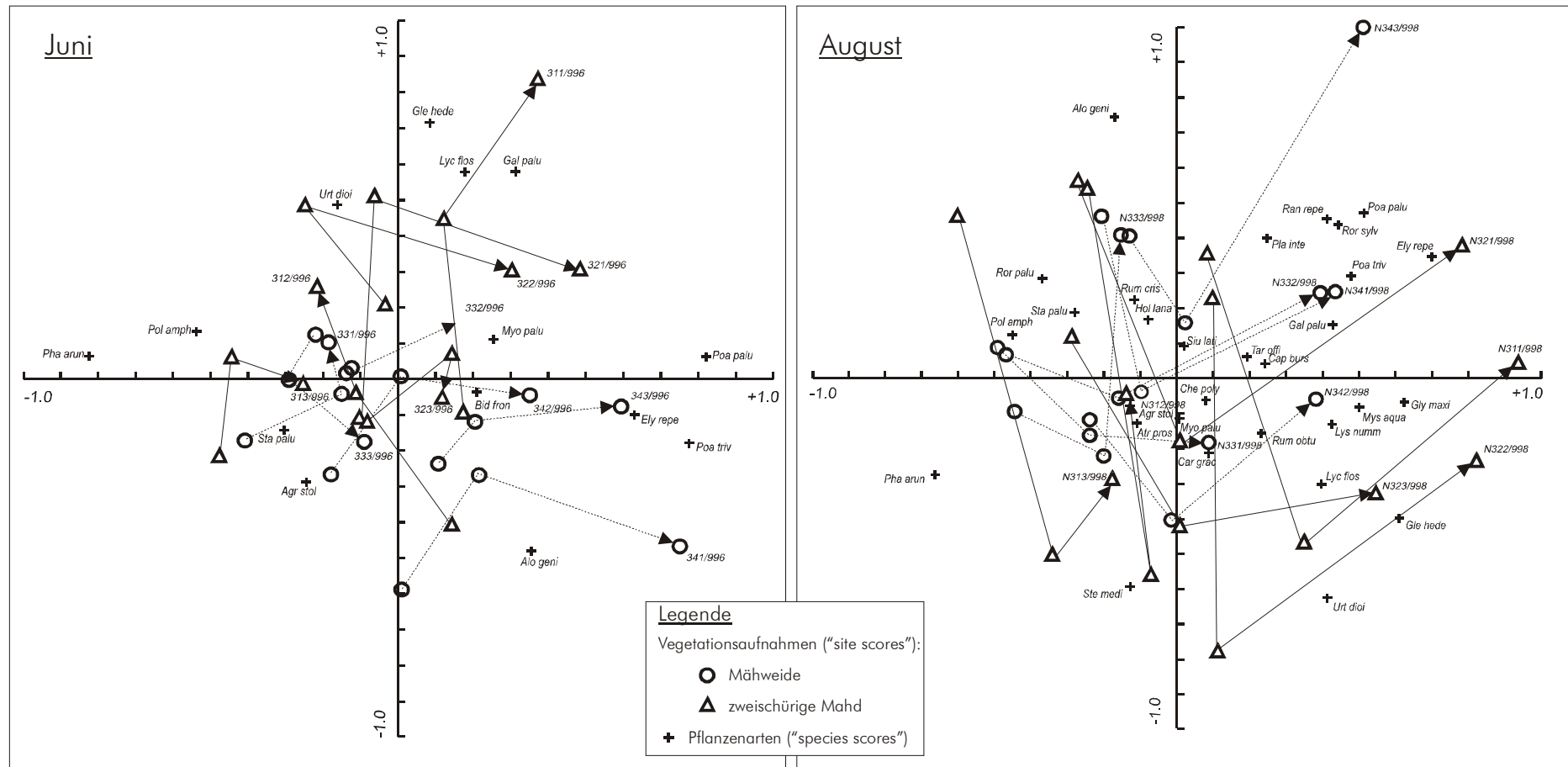


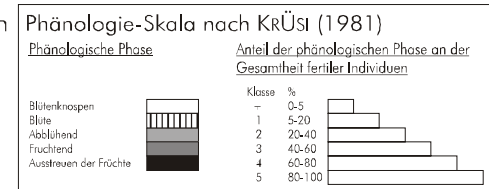
Abb. A-12: Hauptkomponentenordination (PCA) für den Nutzungsversuch N3 - Phalaridetum arundinaceae (N3.1 & 3.2: zweischürige Mahd; N3.3 & 3.4:Mähweide), Aufnahmezeitpunkte juni und August (Datentransformation: Quadratwurzel; Euklidische Distanz).



Abb. A-13: Vergleich des mittleren phänologischen Entwicklungszustands der Versuchsglieder im Nutzungsversuch N3 - Phalaridetum arundinaceae (N3.1/3.2 - zweischürige Mahd; N3.3/3.4 - Mähweide), im ersten (Juni) und zweiten (August) Aufwuchs.

Es bedeuten:

- ↓ Art vorkommend, jedoch noch keine Individuen in der generativen Phase
- ↓↓ Art vorkommend, jedoch generative Phase aller Individuen bereits abgeschlossen
- x Art nicht vorkommend



Curriculum vitae

Andreas Heinken wurde am 29.06.1966 in Wittmund/Ostfriesland geboren. Nach Abschluss der Schule im Jahr 1985 und anschließendem Zivildienst von 1986 bis 1987 begann er zum Wintersemester 1987/88 mit dem Biologiestudium an der Universität Osnabrück. Im Jahr 1989 wechselte Herr Heinken an den Fachbereich Biologie der FU Berlin, wo er mit ökologischem Schwerpunkt sein Studium fortsetzte. Neben dem Studium sammelte er Berufserfahrungen in diversen Praktika (ökophysiologische Forschung, behördlicher Naturschutz, Großschutzgebiete) und durch die freie Mitarbeit als ökologischer Gutachter in der Landschaftsplanung.

Im Jahr 1995 schloss Herr Heinken sein Studium am Institut für Systematische Botanik und Pflanzengeographie in der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. W. Frey (Betreuer PD Dr. habil. H. Kürschner) ab. Die Diplomarbeit mit dem Thema „Vegetationskundliche Untersuchungen zur Erweiterung des Naturschutzgebiets Leue (Ostbrandenburg)“ hat die Beschreibung der Vegetationsveränderungen zweier Kesselmoore seit ihrer Unterschutzstellung und deren naturschutzfachliche Bewertung in Hinsicht auf eine Schutzgebietserweiterung zum Gegenstand.

Nach einer einjährigen Tätigkeit als freiberuflicher ökologischer Gutachter in der Landschaftsplanung arbeitete Herr Heinken von Oktober 1996 bis Dezember 1999 im Fachgebiet Nutztierökologie der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität (Arbeitsgruppe von Prof. Dr. H. J. Schwartz).

Selbständigkeitserklärung

Hiermit versichere ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Dissertation eigenständig verfasst habe und sie weder an der Humboldt-Universität zu Berlin noch an anderen Universitäten als Diplomarbeit oder andere Prüfungsarbeit verwendet oder eingereicht habe. Die zur Erstellung der Arbeit benutzten Hilfsmittel habe ich vollständig aufgeführt.

Berlin, den 18. Februar 2001

Andreas Heinken

	mittlere Artenanzahl
Nr. 01-39: <i>Leucanthemo-Rumicetum</i> thyrsiflori Walther ap. R. Tx. & Th. Müller ex Walther 1977	14,5
Nr. 01-28: Subass. von <i>Agrostis capillaris</i>	15,6
Nr. 01-19: Variante von <i>Leontodon autumnalis</i>	
Nr. 01-09: trennartenlose Subvariante	
Nr. 01-03: trennartenlose Ausbildung	
Nr. 04-09: Ausbildung <i>milolium perenne</i>	
Nr. 10-19: Subvariante von <i>Erophila verna</i>	
Nr. 10-15: trennartenlose Ausbildung	
Nr. 16-19: Ausbildung mit <i>Vicia lathyroides</i>	
Nr. 20-28: Variante von <i>Glechoma hederacea</i>	15,3
Nr. 29-39: trennartenlose Subass.	12,3
Nr. 29-34: Variante von <i>Glechoma hederacea</i>	
Nr. 35-39: trennartenlose Variante	
Nr. 40-54: <i>Elytrigia repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft	10,7
Nr. 55-72: Dauerbeobachtungsflächen <i>Leucanthemo-Rumicetum</i> , Nutzungsversuche N1 und N2.1/2.2	14,3
Nr. 73-78: Dauerbeobachtungsflächen <i>Elytrigia repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, Nutzungsversuch N2.3/	5,0

[illegible]

Tab. A-5: Differenzierte Tabelle der Röhrichtgesellschaften im Deichvorland.

1. Nr. 01-14: Scirpo-Phragmitetum australis W. Koch 1926

1.1 Nr. 01-06: Subass. von *Solanum dulcamara*

1.2 Nr. 07-14: trennartenlose Subass.

2. Nr. 15-20: *Urtica dioica* -Gesellschaft3. Nr. 21-23: *Calamagrostis epigejos* -Gesellschaft

4. Nr. 24-53: Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931

4.1 Nr. 24-37: Subass. von *Elytrigia repens*

4.2 Nr. 38-53: trennartenlose Subass.

5. Nr. 54: *Caricetum ripariae* (Soó 1928) Knapp & Stoffers 1962 (Belegaufnahme)

6. Nr. 55-66: Phalaridetum arundinaceae - Dauerbeobachtungsflächen im Nutzungsversuch N3, Ausgangsaufnahmen 1997

mittlere Artenanzahl

5,7

4,7

7.7

7,5

9,1

6,7

4,8

7,1

[illegible]